

ALULA

RIVISTA DI ORNITOLOGIA



Federico Procesi

VOLUME XVI (1-2) - 2009

Stazione Romana Osservazione e Protezione Uccelli

Il logo del XV Convegno Italiano di Ornitologia è stato realizzato da Concetta Flore e Fabio Ascenzi.

Citazione raccomandata per il volume

Brunelli M., Battisti C., Bulgarini F., Cecere J.G., Fraticelli F., Gustin M., Sarrocco S. & Sorace A. (a cura di), 2009. Atti del XV Convegno Italiano di Ornitologia. Sabaudia, 14-18 ottobre 2009. Alula, XVI (1-2): 1-836.

Citazione raccomandata per gli articoli

Brambilla M., Gustin M. & Celada C., 2009. Un Valore di riferimento favorevole per le specie ornitiche nidificanti in Italia. In: Brunelli M., Battisti C., Bulgarini F., Cecere J.G., Fraticelli F., Gustin M., Sarrocco S. & Sorace A. (a cura di), 2009. Atti del XV Convegno Italiano di Ornitologia. Sabaudia, 14-18 ottobre 2009. Alula, XVI (1-2): 23-28.

Atti

XV Convegno Italiano di Ornitologia

Parco Nazionale del Circeo - Sabaudia (LT)

14-18 ottobre 2009



a cura di

**Massimo Brunelli, Corrado Battisti, Fabrizio Bulgarini,
Jacopo G. Cecere, Fulvio Fraticelli, Marco Gustin,
Stefano Sarrocco & Alberto Sorace**



XV Convegno Italiano di Ornitologia

14-18 ottobre 2009

Parco Nazionale del Circeo - Sabaudia (LT)

Comitato organizzatore Arianna Aradis (coordinatrice), Corrado Battisti, Massimo Brunelli, Fabrizio Bulgarini, Jacopo G. Cecere, Fulvio Fraticelli, Alessandro Montemaggiori, Francesco Petretti, Stefano Sarrocco, Alberto Sorace

Comitato scientifico Arianna Aradis, Emiliano Arcamone, Nicola Baccetti, Fausto Barbagli, Corrado Battisti, Giovanni Boano, Pierandrea Bricchetti, Massimo Brunelli, Fabrizio Bulgarini, Enrico Calvario, Jacopo G. Cecere, Ferdinando Corbi, Alberto Fanfani, Lorenzo Fornasari, Fulvio Fraticelli, Gaspare Guerrieri, Marco Gustin, Bruno Massa, Francesco Mezzavilla, Alessandro Montemaggiori, Francesco Petretti, Stefano Sarrocco, Alberto Sorace, Fernando Spina, Giuliano Tallone, Guido Tellini Florenzano, Francesco Velatta, Carlo Violani

Segreteria organizzativa Darwin Società Cooperativa



Enti patrocinatori



PREFAZIONE

a Sergio Frugis

(Milano 7/10/1930 - Pavia 13/09/2009)

Dopo 20 anni dal V CIO di Bracciano, la SROPU è tornata ad organizzare il biennale incontro degli ornitologi italiani, giunto alla sua XV edizione, questa volta a Sabaudia, nello splendido contesto del Parco Nazionale del Circeo.

L'apertura del Convegno è stata dedicata alla memoria di Sergio Frugis, scomparso appena un mese prima, a lui si deve la nascita del CISO e l'avvio di queste occasioni di incontro iniziate ad Aulla nel 1981. Da tempo malato, Sergio non era più presente fisicamente a questi eventi da molti anni, la sua scomparsa lascia un grande vuoto in quelli che hanno avuto la fortuna di conoscerlo e nell'Ornitologia italiana tutta.

Il Convegno ha avuto una notevole affluenza di partecipanti, gli iscritti sono stati 317 e 276 i contributi presentati, di questi ben 212 sono confluiti nel presente volume con un totale di 474 autori. Diversamente dagli Atti degli ultimi Convegni, pubblicati su Avocetta con la formula di una pagina per ogni contributo, in questa occasione si è voluto dare maggiore spazio agli Autori al fine di poter presentare al meglio le ricerche svolte. Sono state messe a disposizione sei pagine per i contributi presentati sotto forma di comunicazione orale e tre pagine per quelli presentati sotto forma di poster, questa scelta ha inevitabilmente comportato dei tempi di attesa più lunghi e un notevole lavoro di editing, ma crediamo che ne sia valsa la pena.

Come è sempre avvenuto nel contesto delle varie edizioni del CIO, anche in questa occasione il livello dei lavori presentati è stato molto eterogeneo e rappresentativo della variegata realtà ornitologica italiana, costituita da un nucleo sempre più numeroso di ricercatori "a tempo pieno" inquadrati in Università, Enti di ricerca, Amministrazioni locali o liberi professionisti e da una consistente componente di ricercatori "amatoriali" che operano ormai con pari rigore scientifico.

Il Convegno è stato suddiviso in tre Sessioni plenarie, che hanno affrontato temi di ampio respiro, sei workshop e tre tavole rotonde su tematiche più specifiche, infine una sessione di poster a tema libero ha ospitato numerosi contributi sui più svariati ambiti di ricerca.

Il Convegno è stata anche l'occasione per presentare il portale web Ornitho.it intorno al quale si è aperta una proficua ed articolata discussione che ha portato al-

la decisione di avviare, sin dalla stagione 2009-2010 la raccolta dei dati per la realizzazione su scala nazionale di un Atlante degli uccelli svernanti e, a partire dalla primavera 2010, di un nuovo Atlante degli uccelli nidificanti, due progetti impegnativi che ci auguriamo possano realizzarsi nei tempi previsti.

Infine è opportuno sottolineare come l'occasione di incontrarsi e di scambiarsi opinioni ed esperienze abbia costituito un aspetto non quantificabile, ma sicuramente di primaria importanza, per la crescita personale e della ricerca ornitologica nel nostro Paese.

A tutti gli Autori e ai partecipanti vanno i nostri ringraziamenti, senza una partecipazione così ampia e piena di entusiasmo, il nostro sforzo non sarebbe servito; un doveroso ringraziamento va inoltre all'Ente Parco Nazionale del Circeo e al Corpo Forestale dello Stato per l'ospitalità e il supporto logistico fornito.

I curatori



Foto: Ferdinando Corbi

INDICE

21 Conservazione, teoria e pratica

COMUNICAZIONI

- 23 **Mattia Brambilla, Marco Gustin & Claudio Celada** - Un valore di riferimento favorevole per le specie ornitiche nidificanti in Italia
- 29 **Fabio Casale, Valentina Bergero, Giuseppe Bogliani, G. Matteo Crovetto, Riccardo Falco, Irene Negri & Mattia Brambilla** - La conservazione dell'Averla piccola *Lanius collurio*: dalla teoria alla pratica
- 35 **Vincenzo Costantini, Antonio Ciro Guaricci, Guido Ceccolini, Anna Cenerini, Alessandro Andreotti, Antonio Sigismondi & Giovanni Michele Lacalandra** - Determinazione genetica del sesso da piuma e prelievo di liquido seminale nel Capovaccaio *Neophron percnopterus* per programmi di conservazione ex situ
- 41 **Augusto De Sanctis, Stefano Allavena & Carlo Artese** - What is the quality standard of the "EIA" process for wind farms in the Abruzzo Region, Central Italy ?
- 47 **Giovanni Potena, Marco Panella, Luciano Sammarone, Tiziana Altea, Mario Spinetti, Giancarlo Opramolla & Mario Posillico** - Il Grifone *Gyps fulvus* nell'Appennino centrale status report 1994-2009
- 53 **Corrado Teofili, Stefano Petrella & Massimiliano Varriale** - Valutazione di idoneità ecologica per la realizzazione di impianti eolici industriali in Italia

POSTER

- 60 **Valeria Amatiello, Laurent Sonet & Massimo Pandolfi** - Il Progetto nidi artificiali nel Parco Naturale Regionale Monte San Bartolo
- 63 **Michele Benfatto, Paolo Vasca, Stefano Pesaro & Damiano Baradel** - Il monitoraggio post liberazione tramite l'inanellamento scientifico
- 66 **Alberto Bertocchi, Paolo Pedrini, Franco Rizzolli, Francesca Rossi & Claudio Torboli** - Il censimento degli uccelli acquatici svernanti in Trentino (2000-2009)
- 69 **Fabrizio Bulgarini, Enrico Calvario, Claudio Celada, Fulvio Fraticelli, Bruno Massa, Alessandro Montemaggiori & Fernando Spina** - La tutela delle specie migratrici
- 72 **Gianpiero Calvi, Paolo Bonazzi, Vittorio Vigorita, Laura Cucè & Lorenzo Fornasari** - Confronto ed integrazione di due metodi per lo studio della migrazione: conteggio ed inanellamento dei passeriformi migratori in un passo delle Prealpi lombarde
- 75 **Federico Cauli, Arianna Aradis, Enzo Calevi, Roberto Lippolis, Alice Manenti, Roberto Ragno, Lorenzo Sestieri & Francesca Zintu** - Il monitoraggio e la conservazione

- dell'Albanella minore *Circus pygargus* nel Lazio: sintesi dei risultati di 7 anni di attività (2003-2009)
- 78 **Andrea Corso, Ottavio Janni, Hans Larsson & Marco Gustin** - Primi dati su una nuova colonia di Berta minore *Puffinus yelkouan* di rilevanza internazionale
- 81 **Stefano Costa, Annamaria Baldassi, Cinzia Fiorino & Giuseppe Ranghino** - Progetto "Tyto alba" primi cinque anni di recupero avifauna in provincia di Biella
- 84 **Augusto De Sanctis, Serena Ciabò, Chiara Rizzi & Caterina Coppola** - High density Woodchat Shrike *Lanius senator*, the Red-backed Shrike *Lanius collurio* and the Lesser Grey Shrike *Lanius minor* in an area of Basilicata Region, Southern Italy
- 87 **Diego Fasano, Mario Cappelletto & Alessandro Marin** - Nuovi dati sulla nidificazione della Beccaccia di mare *Haematopus ostralegus* in laguna di Venezia
- 89 **Maria Elena Ferrari, Massimo Salvarani & Sergio Tralongo** - Monitoraggio della popolazione di Succiacapre *Caprimulgus europaeus* nel Parco Fluviale Regionale dello Stirone
- 92 **Fabrizio Florit & Gianluca Rassati** - Aggiornamento sull'attività di monitoraggio del Re di quaglie *Crex crex* promosso dalla Regione Autonoma Friuli Venezia-Giulia: anni 2007-2008.
- 94 **Angela Gaggi & Andrea Maria Paci** - Il Grillaio *Falco naumanni* in Umbria (Italia centrale)
- 97 **Paolo Giacchini, Pietro Spadoni, Filippo Savelli & Massimiliano Scotti** - La Starna *Perdix perdix* nel territorio del Parco Naturale della Gola della Rossa e di Frasassi (AN) dopo 2 anni di reintroduzione
- 100 **Giuseppe La Gioia & Sergio Scebba** - Atlante delle migrazioni in Puglia
- 103 **Vincenzo Mancini & Claudio Mancuso** - La garzaia del lago Campolattaro (2002-2008)
- 106 **Flavio Monti, Andrea Sforzi & Giampiero Sammuri** - Dati preliminari sul comportamento post-rilascio di giovani di Falco pescatore *Pandion haliaetus* nel Parco Regionale della Maremma
- 109 **Angelo Nardo & Giacomo Sgorlon** - Accipitriformi e Falconiformi di un'area del Veneto orientale
- 112 **Michele Panuccio** - Lo svernamento degli uccelli acquatici e dei rapaci nella RNR di Decima Malafede (Lazio)
- 115 **Daniele Pellitteri-Rosa, Andrea Viganò, Mattia Brambilla, Giovanni Gottardi, Marco Guerrini, Eugenio Tiso, Roberto Garavaglia, Cesare Martignoni, Laura Cucè, Vittorio Vigorita & Mauro Fasola** - Andamenti fenologici degli uccelli acquatici di interesse venatorio in Lombardia
- 118 **Pietro Politi, Giuseppe Campanella & Andrea Schiavano** - Dati preliminari sulla presenza e sulla scelta dei siti di nidificazione di picidi nella Riserva Naturale Regionale Selva del Lamone - Italia centrale
- 121 **Gianluca Rassati** - I censimenti primaverili di Fagiano di monte *Tetrao tetrix* in alcune aree delle Alpi Carniche e delle Alpi Giulie (Friuli-Venezia Giulia) (anni 2005-2007)
- 124 **Gianluca Rassati** - I censimenti primaverili di Pernice bianca *Lagopus muta* in alcune aree delle Alpi Carniche e delle Alpi Giulie (Friuli-Venezia Giulia) (anni 2005-2007)
- 127 **Carmine Romano** - Indagine preliminare sulla predazione di nidi artificiali di Starna *Perdix perdix* in ambiente appenninico: Parco Regionale del Monte Cucco (PG)
- 130 **Franco Roscelli & Maurizio Ravasini** - Fenologia riproduttiva del Grillaio *Falco naumanni* in provincia di Parma
- 133 **Marco Ruocco & Maria Filomena Caliendo** - Valutazione dell'idoneità ambientale per la nidificazione del Gabbiano corso *Larus audouinii* sulle coste della Campania
- 136 **Alberto Sorace, Serena Guglielmi, Silvia Properzi, Francesco Riga, Valter Trocchi, Carlo Artese, Emiliano De Santis, Roberta Latini & Marco Scalisi** - Stato di conservazione e distribuzione della Coturnice *Alectoris greca* nel Lazio

- 139 **Viviana Stanzione, Melissa Messinese, Riccardo Gherardi, Renato Ceccherelli & Gianluca Bedini** - Elenco analitico dei ricoveri di Gabbiano reale mediterraneo *Larus michahelis* presso il centro di recupero uccelli marini ed acquatici della LIPU a Livorno, dal 1987 al 2008
- 142 **Pierpaolo Storino, Domenico Bevacqua, Eugenio Muscianese, Giuseppe Rocca, Massimo Salerno, Gianpalmo Venuto & Salvatore Urso** - Aggiornamento delle conoscenze sullo status del Falco pellegrino *Falco peregrinus* in Calabria
- 145 **Salvatore Urso & Toni Mingozzi** - Colonia riproduttiva di Rondine rossiccia *Cecropis daurica* in un borgo disabitato in Aspromonte (Calabria)
- 148 **Francesco Velatta, Maria Maddalena Chiappini, Angela Gaggi, Monica Montefameglio, Mario Muzzatti & Andrea Maria Paci** - Le garzaie in provincia di Perugia (2008)
- 150 **Andrea Viganò & Roberto Raccanelli** - PLIS e conservazione dell'avifauna: il Parco del Medio Olona (VA)
- 153 **Vittorio Vigorita, Laura Cucè, Alessandra Gagliardi, Elisa Masseroni, Eugenio Carlini, Barbara Chiarenzi, Anna Bonardi, Silvia Macchi, Martina Spada, Damiano Preatoni, Lucas Wauters, Adriano Martinoli & Guido Tosi** - Status dei galliformi alpini in Lombardia: verso un monitoraggio standardizzato a livello regionale
- 157 Ornitologia mediterranea**
- COMUNICAZIONI
- 159 **Yuri V. Albores-Barajas, Cecilia Soldatini & Bruno Massa** - Ecologia riproduttiva dell'Uccello delle tempeste mediterraneo *Hydrobates pelagicus melitensis*
- 164 **Mattia Brambilla, Severino Vitulano, Fernando Spina & Ettore Randi** - Un puzzle tutto mediterraneo: divergenza e speciazione in *Sylvia cantillans*
- 170 **Augusto De Sanctis, Dino Di Meo, Massimo Pellegrini & Luciano Sammarone** - Breeding biology and diet of the Lanner *Falco biarmicus feldeggii* in the Abruzzo Region, Central Apennines
- 176 **Rocco Sorino, Serena Scorrano, Giuseppe Chirulli & Giuseppe Corriero** - Selezione dell'habitat di foraggiamento del Grillaio *Falco naumanni* negli ambienti agropastorali della ZPS Murgia Alta (Puglia, Italia)
- POSTER
- 183 **Alfredo Altobelli, Lino Casini, Gabriele Facchin, Fabrizio Florit, Tatsiana Hubina, Lorenzo Serra & Stefano Sponza** - Analisi delle comunità di uccelli acquatici della laguna di Grado e Marano sulla base di unità ecologiche
- 187 **Yvan Bouroullec, Marie Parachout, Augusto De Sanctis & Massimo Pellegrini** - Wintering passerines of the Natural Reserve "Sagittario Gorges", Central Apennines
- 190 **Andrea Brusaferrò & Francesco Renzini** - Primi dati sulla presenza della Starna *Perdix perdix* nel Parco Nazionale dei Monti Sibillini
- 193 **Michele Bux, Vincenzo Rizzi, Giuseppe Pavone, Michele Quaranta, Matteo Caldarella & Filippo Silvestri** - Ciclo annuale della comunità di uccelli acquatici nella Salina di Margherita di Savoia
- 196 **Riccardo Caldoni & Augusto De Sanctis** - Some data on the diet of the Red-billed Chough *Pyrrhocorax pyrrhocorax* in the WWF Reserve of the Sagittario Gorges (Abruzzo, Central Apennines)
- 199 **Daniela Campobello & Spencer G. Sealy** - Ospiti e preferenze del Cuculo comune *Cuculus canorus* in Italia

- 202 **Lino Casini, Gabriele Facchin & Lorenzo Serra** - Composizione quali-quantitativa dell'avifauna acquatica di un ciclo annuale nel complesso di zone umide costiere del Friuli Venezia Giulia
- 205 **Andrea Corso & Marco Gustin** - Status e migrazione pre-riproduttiva del Falco della Regina *Falco eleonora* in Sicilia
- 208 **Andrea Corso & Marco Gustin** - Primi dati su parametri riproduttivi del Falco della Regina *Falco eleonora* in Sicilia
- 211 **Andrea Corso & Verena Penna** - Dati sulla muta del Falco della Regina *Falco eleonora* in Sicilia
- 213 **Andrea Corso, Ottavio Janni, Hans Larsson & Marco Gustin** - Commenti sullo *status* del Marangone dal ciuffo *Phalacrocorax aristotelis desmarestii* in Sicilia
- 216 **Andrea Corso, Ottavio Janni, Hans Larsson, Michele Vigano & Marco Gustin** - First data on migration of raptors at the Pelagie Islands, Sicilian Channel
- 219 **Massimiliano Di Vittorio & Maurizio Sarà** - La preferenza dell'habitat dell'Aquila reale *Aquila chrysaetos* in Sicilia
- 222 **Gastone Gaiba & Giovanni Mastrobuoni** - Gli strigiformi del Parco Nazionale del Circeo: dati preliminari su fenologia e distribuzione
- 225 **Marcello Giannotti, Rosario Balestrieri, Davide De Rosa, Fabio Gori, Vincenzo Gori & Vittorio D'apice** - Analisi della distribuzione degli strigiformi nell'area dei Campi Flegrei (NA)
- 228 **Umberto Giusini, Laurent Sonet & Valeria Amatiello** - La migrazione primaverile dell'avifauna nel Parco Naturale del Monte San Bartolo
- 231 **Gaspere Guerrieri & Amalia Castaldi** - Fattori ambientali e abbondanza riproduttiva dell'Occhiocotto *Sylvia melanocephala* lungo le coste del Lazio (Italia centrale)
- 234 **Gaspere Guerrieri & Umberto De Giacomo** - Status, distribuzione e scelte riproduttive del Nibbio bruno *Milvus migrans* nel Lazio
- 237 **Gaspere Guerrieri, Amalia Castaldi & Umberto De Giacomo** - Status, distribuzione e scelte riproduttive della Poiana *Buteo buteo* nel Lazio
- 240 **Roberto Guglielmi** - Prima nidificazione del Biancone *Circaetus gallicus* sul Monte Pisano
- 243 **Guglielmo Londi, Egidio Fulco, Tommaso Campedelli, Simonetta Cutini & Guido Tellini Florenzano** - Monitoraggio dell'avifauna in una area steppica della Basilicata
- 246 **Danila Mastronardi, Rosario Balestrieri, Davide De Rosa, Elio Esse, Marcello Giannotti & Stefano Piciocchi** - Avifauna acquatica del Litorale Domitio (NA-CE): struttura tassonomica e composizione della comunità trofica
- 249 **Angelo Meschini, Bruno Massa & Monia Bruno** - Dieta, ritmi di foraggiamento e importanza degli anfibi nell'allevamento dei pulli di Ghiandaia marina *Coracias garrulus* nella Maremma laziale
- 252 **Niki Morganti, Maurizio Fusari, Mauro Mencarelli, Francesca Morici, Mina Pascucci & Giorgio Marini** - Aspetti ecologici della nidificazione di *Charadrius alexandrinus* lungo il litorale marchigiano
- 255 **Alessandro Negri, Irene Pellegrino, Fabrizio Silvano, Piergiuseppe Meneguz, Nadia Mucci, Marco Cucco, Giorgio Malacarne & Ettore Randi** - Indagine sulla popolazione di Pernice rossa *Alaectoris rufa* nel Tortonese. Primi risultati.
- 258 **Mirko Pacioni** - La Calandra *Melanocorypha calandra* nell'area della Riserva Naturale di Macchiatonda (Lazio, RM): status e fenologia
- 261 **Marco Trotta** - Utilizzo delle aree di alimentazione e distribuzione degli stormi di Chiurlo maggiore *Numenius arquata* nei Laghi Pontini in periodo invernale (Lazio, Italia centrale)
- 264 **Martina Zambon, Laurent Sonet, Marco Rocchi, Davide Sisti & Massimo Pandolfi** - Fattori che influenzano la migrazione dei rapaci nel Parco Naturale del Monte San Bartolo

267 Avifauna, cambiamenti climatici e disturbi antropogenici

COMUNICAZIONI

- 269 **Corrado Battisti & Corrado Teofili** - Analisi delle minacce: dall'ecologia del disturbo alla gestione ambientale
- 274 **Monica Gala & Antonio Tagliacozzo** - Lo studio dell'avifauna del tardoglaciale italiano: aspetti ecologici ed influenza antropica
- 280 **Gaspere Guerrieri & Amalia Castaldi** - Disturbi antropogenici, distribuzione e selezione di habitat del Passero solitario *Monticola solitarius* sui rilievi costieri del Lazio meridionale
- 286 **Guido Tellini Florenzano, Almo Farina, Tommaso Campedelli, Guglielmo Londi & Lorenzo Fornasari** - Effetti diversificati dell'impatto antropico sulla diversità ornitica nel Mediterraneo
- 292 **Riccardo Ton** - Effetti dei cambiamenti climatici nell'arco di 20 anni su un ecosistema ripariale di alta quota

POSTER

- 300 **Massimo Biondi, Angelo Meschini & Loris Pietrelli** - I limicoli nidificanti nel Lazio: trend distributivi e preferenze ambientali (1999-2008)
- 303 **M. Filomena Caliendo, Bruno De Tommaso, Lucilla Fusco & Claudio E. Rrusch** - Correlazione tra la frammentazione ambientale e le ornitocenosi in due aree del comune di Napoli
- 306 **Roberta Chirichella, Simonetta Chiozzini, Ruggero Giovannini & Andrea Mustoni** - Il Gallo cedrone *Tetrao urogallus* nel Parco Naturale Adamello-Brenta e le attività antropogeniche presenti
- 309 **Stefano Fagiani, Alessio Mortelliti, Corrado Battisti & Luigi Boitani** - Effetti indipendenti di perdita e frammentazione dell'habitat sulla distribuzione del Picchio muratore *Sitta europaea*
- 312 **Fabio Pruscini, Guido Tellini Florenzano, Lia Buvoli & Riccardo Santolini** - La banca dati Mito2000 come strumento per prevedere gli effetti dei cambiamenti climatici sulle specie comuni nidificanti
- 315 **Sara Scirè, Leonardo Vignoli & Marco A. Bologna** - Analisi di comunità ornitiche lungo gradienti di urbanizzazione
- 318 **Paolo Sposimo, Linda Colligiani, Marco Bagnoli & Elisabetta Fancelli** - Effetti di interventi di gestione attiva di praterie sull'Averla piccola *Lanius collurio* nei Monti della Calvana (Toscana settentrionale)

321 Avifauna, flora e vegetazione

COMUNICAZIONI

- 323 **Enrico Caprio, Alessia Mori & Antonio Rolando** - L'avifauna dei vigneti piemontesi: tecniche di gestione a confronto
- 329 **Simonetta Cutini, Luca Bagni, Tommaso Campedelli, Guglielmo Londi & Guido Tellini Florenzano** - Ecologia e possibili linee d'espansione della Cincia dal ciuffo *Lophophanes cristatus* nell'Appennino
- 335 **Marta Giordano, Alberto Meriggi, Lorenzo Fattorini & Marzia Marcheselli** - Le comunità ornitiche delle piantagioni a turno breve in ambienti agricoli tradizionali
- 341 **Michele Pegorer & Marco Girardello** - Rapporti tra avifauna e vegetazione nel SIC e ZPS IT3250023 "Lido di Venezia: Biotopi Litoranei"

POSTER

- 348 **Enrico Bellia, Fabio Grillo, Maurizio Sarà & Rosario Mascara** - Abitudini alimentari di *Tyto alba* legate all'uso del suolo
- 351 **Mauro Bernoni** - Comunità di uccelli nidificanti nelle faggete del P. N. d'Abruzzo, Lazio e Molise. Confronto tra i dati 1987 e 2006
- 354 **Mauro Bernoni, Carlo Artese & Federico Striglioni** - Dati preliminari sull'avifauna nidificante nelle faggete del P.N. Gran Sasso e Monti della Laga
- 357 **Amalia Castaldi & Gaspare Guerrieri** - Segregazione verticale nel frugivorismo autunnale dell'Occhiocotto *Sylvia melanocephala* e della Capinera *Sylvia atricapilla* in un'area costiera del Lazio meridionale
- 360 **Alice Draghi, Alberto Meriggi, Anna Brangi & Anna Vidus Rosin** - Distribuzione e uso dell'habitat del Fagiano comune *Phasianus colchicus* in relazione alle piantagioni arboree a turno breve in aree protette della pianura padana
- 363 **Alessandra Gagliardi, Sara Sonno, Fabio Casale, Carlo Morelli, Damiano Preatoni & Guido Tosi** - Influenza di variabili ambientali sull'insediamento nei siti riproduttivi delle coppie di Averla piccola *Lanius collurio* in ambienti alpino e prealpino
- 366 **Andrea Mancinelli, Giusi De Castro, Augusto De Sanctis & Mario Posillico** - La comunità ornitica delle praterie d'altitudine di Monte Greco, Appennino centrale
- 369 **Angelo Meschini & Monia Bruno** - Densità ed habitat dello Strillozzo *Miliaria calandra* in ambienti di pseudosteppa mediterranea e in agroecosistemi dell'Italia centrale
- 372 **Patrizia Paci, Andrea Brusaferrò & Emilio Insom** - Studio sulla popolazione di Averla piccola *Lanius collurio* negli altipiani di Colfiorito
- 375 **Roberto Papi** - La comunità ornitica nidificante nei querceti in relazione all'età del bosco
- 378 **Roberto Papi** - Effetti della gradazione di *Lymantria dispar* sull'avifauna nidificante in un querceto del Lazio
- 381 **Giovanni Potena, Marco Panella, Luciano Sammarone, Tiziana Altea, Andrea Mancinelli, Giuseppina Musilli & Mario Posillico** - Il Picchio dorsobianco *Dendrocopos leucotos lilfordi* e la struttura forestale in faggeta
- 384 **Francesco Santilli, Daniele Scarselli, Vito Mazzarone & Roberto Mazzoni della Stella** - Miglioramenti ambientali e popolazioni di Fagiano *Phasianus colchicus* in provincia di Pisa
- 387 **Marco Trotta** - Effetti delle pratiche agricole sulla presenza di *Alaudidae* e *Phasianidae* in periodo riproduttivo nella Riserva Naturale di Decima-Malafede (Roma)
- 390 **Mara Valori, Fabio Borlenghi, Leonardo Cintio, Santino Di Carlo, Fabio Scarfò, Marzio Zapparoli, Jacopo G. Cecere & Luigi Boitani** - Nidificazione del Nibbio bruno *Milvus migrans* in tre colonie del Lazio: studio per una corretta gestione dei sistemi forestali mediterranei
- 393 **Giampalmo Venuto, Francesca De Caro & Toni Mingozzi** - Influenza dello sfalcio erbaceo sulla selezione delle aree di foraggiamento in una popolazione alpina di Passera lagia *Petronia petronia* in periodo riproduttivo

397 Specie aliene e problematiche

COMUNICAZIONI

- 399 **Cristina Fiesoli & Danilo Pisu** - Distribuzione della Gazza *Pica pica* in Sardegna
- 405 **Vyron Georgalas, Cecilia Soldatini, Yuri V. Albores-Barajas & Patrizia Torricelli** - L'implementazione di indici per la valutazione del rischio di birdstrike in aree aeroportuali

- 408 **Camilla Gotti & Nicola Baccetti** - Banca dati italiana degli uccelli alloctoni: risultati e prospettive
- 414 **Federica Luoni, Andrea Galimberti, Alberto Boto, Claudio Celada, Maurizio Casiraghi & Guido Tosi** - Un cinese tra noi: il genere naturalizzato *Paradoxornis* in provincia di Varese
- 420 **Alessandro Montemaggiori** - La problematica del birdstrike in Italia: situazione attuale e scenari futuri
- 426 **Luca Puglisi, Erio Bosi, Iacopo Corsi, Mauro Del Sere, Francesco Pezzo, Paolo Spisimo & Domenico Verducci** - Usignolo del Giappone, Bengalino & Co.: alieni in Toscana

POSTER

- 434 **Alessandro Andreotti & Massimo Piacentino** - Nuovi dati sulla presenza di Amazzoni (*Amazona* spp.) nella città di Genova
- 437 **Deborah Celauro, Giulio Lariccia & Stefano Sarrocco** - Dieta del Cormorano *Phalacrocorax carbo* nel Lago di Posta Fibreno (FR-Lazio-Italia centrale)
- 440 **Luca Clementini, Manuela Paniconi, Stefano Sarrocco & Marzio Zapparoli** - Attività antropiche e avifauna acquatica: interazioni tra Nitticora *Nycticorax nycticorax* e trocoltura in un'area protetta del Lazio
- 443 **Augusto De Sanctis & Rebecca Manginelli** - Breeding biology of the Magpie *Pica pica* in hill area of the Abruzzo Region (Central Italy)
- 446 **Elisa Destro, Alberto Meriggi & Anna Vidus Rosin** - Effetti delle caratteristiche ambientali sulle popolazioni di Fagiano *Phasianus colchicus* e di Colino della Virginia *Colinus virginianus* nel Parco del Ticino
- 449 **Alessio Franceschi & Emiliano Arcamone** - Urban Gulls: breeding distribution and biology in Livorno
- 452 **Alessandra Gagliardi, Silvia Gandolla, Roberto Lardelli & Guido Tosi** - Nuove colonie di Cormorano *Phalacrocorax carbo* in Lombardia: dinamica di insediamento e interazioni con l'ittiofauna
- 455 **Aldo Martina** - Monitoraggio di Gabbiano reale *Larus michahellis* e Cornacchia grigia *Corvus corone cornix* in un'area urbanizzata nell'Agro Pontino (LT)
- 458 **Giovanni Mastrobuoni & Gastone Gaiba** - Lo Storno *Sturnus vulgaris* a Latina: risultati dell'allontanamento incruento della specie dal centro urbano nel periodo 1995-2009
- 461 **Salvatore Urso, Francesca Crispino, Giacomo Gervasio & Gianpalmo Venuto** - Selezione del sito di nidificazione da parte di *Corvus corone cornix* e *Pica pica* in provincia di Cosenza

465 **Cambiamenti storici dell'ornitofauna italiana**

COMUNICAZIONI

- 467 **Luciano Bani, Dario Massimino, Valerio Orioli, Vittorio Vigorita, Laura Cucè & Renato Massa** - Analisi degli andamenti demografici di 60 specie di uccelli nidificanti in Lombardia dal 1992 al 2009
- 473 **Lucio Bordignon** - Perché ripetere un atlante dopo 10 anni? Il caso del Monte Fenera
- 479 **Massimo Brunelli & Fulvio Fraticelli** - 100 anni di ornitologia nel Lazio
- 485 **Loris Pietrelli & Massimo Biondi** - Il Fratino *Charadrius alexandrinus* nel Lazio: status della specie
- 491 **Marco Zenatello, Lucio Bordignon, Nicola Ventolini, Paolo Utmar & Enrico Viganò** - Lo Smergo maggiore *Mergus merganser* in Italia: 1996-2008

POSTER

- 498 **Alberto Bertocchi, Franco Rizzoli, Paolo Pedrini & Claudio Torboli** - La Moretta *Aythya fuligula* in Trentino: evoluzione di una popolazione dai primi casi di svernamento all'inse-
diamento come nidificante
- 501 **Nunzio Grattini** - Il Forapaglie comune *Acrocephalus schoenobaenus* nelle valli del Mincio
(Mantova): analisi storica e attuale della popolazione nidificante

505 Il monitoraggio della rete natura 2000

COMUNICAZIONI

- 507 **Enrico Calvario, Stefano Sarrocco & Massimo Brunelli** - Analisi delle ZPS del Lazio: spe-
cie di interesse comunitario e siti a "priorità di monitoraggio"
- 513 **Giorgia Gaibani, Jacopo G. Cecere, Licia Calabrese, Paolo Piovani, Iván Ramírez, Ana
Meirinho, Pedro Geraldes & Claudio Celada** - Individuazione di metodologie standar-
dizzate per l'identificazione delle IBA (Important Bird Areas) in ambiente marino
- 519 **Elena Nicosia, Antonio Aluigi, Sergio Fasano, Luca Baghino, Massimo Campora, Renato
Cottalasso, Roberto Toffoli & Marta Ballerini** - Il monitoraggio della rete natura 2000
in Liguria
- 525 **Paolo Pedrini, Lucio Sottovia & Mattia Brambilla** - Proposta di piano per il monitoraggio
delle specie ornitiche di interesse comunitario e locale in Trentino
- 531 **Roberto Tinarelli & Andrea Serra** - Ruolo della rete natura 2000 in Emilia Romagna per le
popolazioni delle specie ornitiche di interesse comunitario e definizione delle priorità di
conservazione e monitoraggio

POSTER

- 538 **Gabriele Angeletti, Elena Bresca, Pierfrancesco Gambelli, Pietro Politi & Claudio Seba-
stianelli** - Risultati di 5 anni di progetto PR.I.S.CO. nella Riserva Naturale Regionale "Ri-
pa Bianca" di Jesi (ZPS IT5320009) (Italia centro-orientale)
- 541 **Emiliano De Santis, Alberto Sorace & Luca Tarquini** - L'atlante degli uccelli nidificanti
nel Parco Naturale Regionale dei Monti Simbruini (Lazio, Italia centrale): dati preliminari
- 544 **Sergio Fasano, Luca Baghino & Antonio Aluigi** - La "Canellona": un *hot-spot* per l'Averla
piccola *Lanius collurio*
- 547 **Egidio Fulco & Gianni Palumbo** - La comunità ornitica nidificante in due aree forestali del-
la Basilicata
- 550 **Simona Imperio, Emiliano De Santis, Valentina Capraro, Leonardo Songini, Leonardo
Pucci, Alessia Lombardi, Alessio Giudici & Jacopo G. Cecere** - Il monitoraggio del Pic-
chio dorsobianco *Dendrocopos leucotos lilfordi* nel Parco Naturale Regionale dei Monti
Simbruini (Lazio): quali fattori influenzano la dinamica di popolazione?
- 553 **Rosario Mascara** - Specie di interesse comunitario nel SIC ITA 070005 "Bosco di San Pie-
tro" (Sicilia)
- 555 **Fabio Mastropasqua, Stefano Benedetto & Giovanni Scillitani** - Dati preliminari sulla po-
polazione nidificante di Strillozzo *Miliaria calandra* e Calandrella *Calandrella brachydac-
tyla* in un SIC dell'Italia meridionale
- 558 **Elena Nicosia, Antonio Aluigi, Sergio Fasano, Roberto Toffoli & Marta Ballerini** - La Re-
te Natura 2000 in Liguria: caratterizzazione e confronto di alcune realtà
- 561 **Michele Pegorer & Emanuele Stival** - Gli Ardeidi coloniali nidificanti nel SIC e ZPS
IT3250016 "Cave di Gaggi": status delle conoscenze e monitoraggi

- 564 **Michele Pegorer, Gian Andrea Pagnoni, Mauro Pellizzari & Emanuele Stival** - Evoluzione della vegetazione ed implicazioni sull'avifauna nidificante in un'area campione del SIC e ZPS IT3250016 "Cave di Gaggio"
- 567 **Babo Regina, Augusto De Sanctis, Giancarlo Opramolla, Massimo Pellegrini & Marie Thiberville** - Fourth revision of the status and the distribution of the Lanner Falcon *Falco biarmicus feldeggii* and the Peregrine *Falco peregrinus* in the Abruzzo Region (Central Italy)
- 570 **Sara Sanetti, Gabriella Motta, Marco Bonifacino, Ennio Critelli, Alessandro Divano & Enrico Bassi** - Monitoraggio annuale dell'avifauna nel sito di importanza comunitaria "Parco di Portofino" (GE)
- 573 **Maurizio Sarà, Rosario Mascara & Emilio Giudice** - Valore ornitologico nella ZPS -ITA 050012 "Torre Manfreda, Biviere e Piana di Gela" (Sicilia)
- 576 **Fabio Scarfò** - Monitoraggio dello Svasso maggiore *Podiceps cristatus* nella Riserva Naturale Lago di Vico ZPS IT 6010057 (Lazio): consistenza e successo riproduttivo
- 579 **Fabio Scarfò, Roberto Orlandini & Paolo Verucci** - Nuove specie nidificanti, di passo e in espansione nella Riserva Naturale Regionale Monterano (Lazio)

583 Tecnologia e software

COMUNICAZIONI

- 585 **Roberto Lardelli, Hans Schmid & Niklaus Zbinden** - Ornitho.ch: tre anni di esperienze
- 591 **Davide Licheri, Gianni Benciolini & Fernando Spina** - Il sistema informativo EPE (Euring Protocol Engine) utilizza la condivisione diacronica per la trasmutazione dei codici, la classificazione tassonomica degli organismi e la collocazione geografica delle osservazioni di animali

597 POSTER

- 598 **Paolo Bonazzi, Elisabetta de Carli & Lorenzo Fornasari** - Progetto Galateo: uno strumento web al servizio della divulgazione e della ricerca ornitologica nelle aree protette lombarde
- 601 **Gabriele Facchin, Fabrizio Florit, Tatsiana Hubina, Giuseppe Frangiamone, Claudio Fiesoli, Paolo Bonazzi, Lino Casini, Stefano Gellini & Lorenzo Serra** - L'esperienza del progetto Anser per il monitoraggio integrato degli uccelli acquatici in zone umide costiere: dall'integrazione alla rappresentazione dinamica dei risultati
- 604 **Chiara Scandolara & Roberto Lardelli** - Studio della dieta dell'Upupa *Upupa epops* mediante videotelerilevamento
- 607 **Maurizio Tiengo** - Cronaca: il sistema informativo per la raccolta di osservazioni ornitologiche in Toscana
- 610 **Paolo Tizzani, Marco Ghirardi & Alessandra Basso** - Utilizzo di strumentazione gis per la progettazione di un database per la raccolta e l'analisi di dati spaziali ad elevato dettaglio geografico: il caso del C.R.A.S. di Cuneo

613 L'Occhione

COMUNICAZIONI

- 615 **Angelo Meschini** - L'Occhione *Burhinus oedicephalus*: un ventennio di ricerche su trend di popolazione, habitat e nicchia ecologica in Italia centrale
- 621 **Maria Teresa Spena, Antonia Cristaudo, Marcello Dimartino, Dimitri Giunchi, Enrica**

- Pollonara, Andrea Onofri & Rosario Grasso** - L'Occhione: siti di nidificazione e interrelazioni con il contesto floro-vegetazionale
- 627 **Maria Teresa Spena, Antonia Cristaudo, Marcello Dimartino & Rosario Grasso** - L'analisi di dettaglio dei siti di nidificazione di *Burhinus oedicnemus*: il contributo dell'interpretazione di dati geomorfologici
- 633 **Stefano Triolo, Daniela Campobello & Maurizio Sarà** - Un modello di distribuzione e idoneità ambientale di una specie steppica: l'Occhione *Burhinus oedicnemus*
- POSTER
- 640 **Francesco Mascia & Angelo Meschini** - Dati preliminari sulla biologia riproduttiva dell'Occhione *Burhinus oedicnemus* in Sardegna
- 643 Comunicare l'ornitologia**
- COMUNICAZIONI
- 645 **Augusto De Sanctis, Jacopo Angelini, Federico Antinori, Massimo Biondi, Serena Ciabò, Adriano De Ascentiis, Lorenzo De Lisio, Mirko Di Marzio, Pietro Giovacchini, Maurizio Marrese, Giovanna Mitri, Niki Morganti, Mina Pascucci, Loris Pietrelli, Paolo Maria Politi & Roberto Tinarelli** - L'esperienza del Fratino Day: un monitoraggio coordinato della specie in otto regioni italiane
- 651 **Chiara Manghetti, Giuseppe Giglio & Marco Gustin** - "Il Grillaio: questo sconosciuto?" Una valutazione della percezione e della conoscenza del falco Grillaio nelle popolazioni di Gravina in Puglia ed Altamura
- POSTER
- 658 **Fabrizio Bulgarini & Barbara Franco** - Ruolo dell'informazione e della comunicazione come fattori di facilitazione nei processi di condivisione delle strategie decisionali
- 661 **Maria Chiara Deflorian & Paolo Pedrini** - Le collezioni ornitologiche del Museo Tridentino di Scienze Naturali
- 664 **Angela Gaggi** - Comunicare l'ornitologia: progetto per l'allestimento di due sale del museo ornitologico/naturalistico di Candeletto (Pietralunga, PG)
- 667 Avifauna urbana e atlanti ornitologici**
- COMUNICAZIONI
- 669 **Maurizio Fraissinet & Marco Dinetti** - Gli atlanti ornitologici urbani in Italia. Uno sguardo d'insieme
- POSTER
- 674 **Andrea Brusaferrò, Paolo Forconi, Maurizio Fusari, Giorgio Marini, Francesco Renzini, Nazzareno Polini, Massimiliano Mancini** - L'atlante degli uccelli nidificanti delle province di Ascoli Piceno e Fermo
- 677 **Maurizio Fraissinet & Danila Mastronardi** - Atlante degli uccelli nidificanti in provincia di Napoli
- 680 **Mauro Mencarelli, Niki Morganti & Francesca Morici** - Progetto atlante faunistico del comune di Senigallia: avifauna, primo anno di indagine
- 683 **Alessandro Quatrini, Fabio Scarfò & Marzio Zapparoli** - Atlante degli Uccelli Nidificanti

- nella Riserva Naturale Regionale “Lago di Vico ” (Lazio , Viterbo): *Accipitriformes, Falconiformes, Strigiformes* (dati 2007-2008)
- 686 **Alessio Rivola** - Avifauna sinantropica di una zona periurbana in espansione: il caso della XIII
Circoscrizione di Roma
- 689 **Emiliano Ukmar, Daniele Badaloni, Daniele Taffon, Emanuela Lorenzetti & Alberto Sorace** - L’atlante degli uccelli nidificanti nel Parco Regionale dei Castelli Romani
- 693 Argomenti vari**
- POSTER
- 694 **Alessandro Ammann, Fulco Pratesi, Alessio Rivola & Riccardo Molajoli** - L’avifauna del
Monumento Naturale di Pian Sant’Angelo e di aree circostanti: dati preliminari
- 697 **Gabriele Angeletti, Jacopo Angelini, Elena Bresca, Pierfrancesco Gambelli, Elisa Rossini, Claudio Sebastianelli & Massimiliano Scotti** - L’utilizzo di anelli colorati nel monitoraggio del Merlo acquaiolo *Cinclus cinclus* nel Parco Regionale della Gola della Rossa e di Frasassi
- 700 **Christian Angelici, Massimo Biondi, Massimo Brunelli, Enrico Calvario, Michele Cento, Ferdinando Corbi, Luca Demartini, Loris Pietrelli, Silvano Roma & Stefano Sarrocco** - Consistenza e distribuzione del Cormorano e degli Ardeidi nidificanti nel Lazio (2009)
- 703 **Arianna Aradis, Fabio Borlenghi, Massimo Brunelli & Stefano Sarrocco** - Status e distribuzione dei rapaci nidificanti nel Lazio
- 706 **Enrico Benussi & Fulvio Genero** - Nidificazione di Allocco degli Urali *Strix uralensis* in cassetta-nido e nuovi dati sulla distribuzione in Italia.
- 709 **Antonio Borgo** - Influenza delle condizioni meteorologiche sulla riproduzione dell’Aquila reale *Aquila chrysaetos* nelle Alpi orientali. Primi dati
- 712 **Michele Bux, Vincenzo Rizzi & Antonina Pavone** - Variazione temporale della dieta di *Tyto alba* sul Gargano (Puglia)
- 715 **Sandro Casali & Andrea Suzzi Valli** - Status e distribuzione dei rapaci nidificanti nella Repubblica di San Marino
- 718 **Fausto Corsi** - Lo svernamento della Spatola *Platalea leucorodia* nella maremma grossetana
- 721 **Matteo Del Fabbro, Bruno Dentesani, Marta Zanolla, Denis Guiatti, Carla Fabro & Stefano Filacorda** - Sessaggio di due specie monocromatiche. Confronto morfometrico e analisi della distribuzione temporale durante le migrazioni
- 724 **Antonino Duchi & Monica Giampiccolo** - Monitoraggio uccelli spiaggiati come occasione formativa e di indagine ambientale: un’esperienza in provincia di Ragusa
- 727 **Diego Fasano, Elisa Anna Fano & Benedetto Sala** - Analisi comparativa della dieta di Barbagianni *Tyto alba* e Gufo comune *Asio otus* svernanti nell’alta pianura friulana
- 730 **Maria Elena Ferrari, Massimo Salvarani & Sergio Tralongo** - Inquadramento dei flussi migratori dei passeriformi nel Parco Fluviale Regionale dello Stirone
- 733 **Maurizio Fraissinet, Rosario Balestrieri, Camillo Campolongo, Davide De Rosa, Elio Esse, Mariangela Francione, Egidio Fulco, Marcello Giannotti, Danila Mastronardi, Salvatore Pace, Stefano Picocchi & Matteo Visceglia** - Censimento delle zone umide della Basilicata
- 736 **Pierfrancesco Gambelli** - L’avifauna acquatica svernante nella provincia di Ancona (2002-2009)
- 739 **Marcello Giannotti, Rosario Balestrieri & Davide De Rosa** - Alimentazione dell’Allocco *Strix aluco* nell’Oasi WWF “Cratere degli Astroni” (NA)

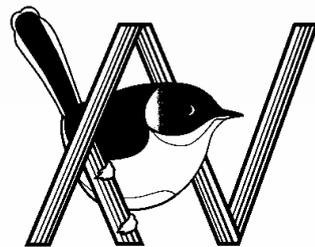
- 742 **Roberto Guglielmi & Alessio Quaglierini** - Presenza e nidificazione del Pellegrino *Falco peregrinus* nei dintorni di Pisa
- 745 **Daniele Iavicoli, Carmine Romano & Marco Gustin** - La stazione di inanellamento nel Parco Fluviale del Tevere
- 748 **Mario Kalby, Sabatino Rosario Troisi, Francesca Di Prisco, Yasmine Accardo, Nicola D'alessio, Claudio E. Rusch, Giuseppe Iovane & Giorgio Galiero** - Monitoraggio sanitario per la definizione di sistemi di prevenzione verso alcune zoonosi e parassitosi dell'avifauna selvatica
- 751 **Stefano Laurenti & Chiara Piersanti** - Osservazioni sulla biologia riproduttiva della Rondine montana *Ptyonoprogne rupestris* nel Parco Fluviale del Nera
- 754 **Daniele Longhi, Nunzio Grattini & Achille Peri** - La comunità ornitica della Riserva Naturale Isola Boscone (Carbonara Po, Mantova): indagine preliminare 2006-2008
- 757 **Maurizio Marrese, Matteo Caldarella, Michele Bux & Vincenzo Rizzi** - Check-list degli uccelli del fiume Ofanto
- 760 **Giovanni Mastrobuoni & Gastone Gaiba** - Risultati preliminari nell'utilizzo di nidi artificiali per passeriformi in due parchi urbani della città di Latina
- 763 **Mauro Mencarelli & Niki Morganti** - Progetto avifauna senigalliese: il fiume Misa. Risultati finali
- 766 **Giuseppe Nuovo, Cristiano Liuzzi & Fabio Mastropasqua** - Osservazioni di interesse ornitologico effettuate da Argonauti-EBN in Puglia (2003-2007)
- 769 **Roberto Papi** - Il monitoraggio dell'avifauna nidificante nel Parco Regionale Marturanum
- 772 **Loris Pietrelli, Massimo Biondi & Patrizia Menegoni** - Comunità ornitica svernante nella Riserva Naturale Regionale Monterano: dati preliminari
- 775 **Loris Pietrelli, Massimo Pezza, Carla Marangoni & Massimo Biondi** - Contenuto di metalli pesanti nelle penne del Nibbio bruno *Milvus migrans*: confronto fra i dati odierni e quelli ottenibili da reperti museali
- 778 **Gianluca Rassati** - Densità nelle Alpi Carniche e limiti altitudinali in Friuli-Venezia Giulia di Picchio rosso maggiore *Dendrocopos major*, Picchio verde *Picus viridis* e Picchio rosso minore *Dendrocopos minor*
- 781 **Bénédicte Renaville, Gabriella De Santis, Antonella Comin, Sara Gisella Omodeo, Stefano Pesaro, Michele Benfatto & Alberto Prandi** - GHPBS e IGFBPS in diverse specie aviarie selvatiche
- 784 **Francesca Daniela Ruiu** - L'icnologia come indicatrice faunistica? L'esempio degli uccelli di Capocotta (Ostia - RM)
- 787 **Massimo Salvarani & Sergio Tralongo** - La migrazione post-riproduttiva dei rapaci diurni nel Parco Fluviale dello Stirone
- 790 **Stefano Sarrocco, Alberto Sorace, Enrico Calvario & Giancarlo Cammerini** - Biologia riproduttiva e densità della Balia dal collare *Ficedula albicollis* nel SIC Bosco Vallonina (RI, Lazio, Italia centrale)
- 793 **Fabio Scarfò, Giuseppe Filippi & Daniele Navarra** - Il Picchio rosso minore *Dendrocopos minor* nella Riserva Naturale Regionale Lago di Vico (Lazio): due metodi a confronto per censire una specie elusiva
- 795 **Alberto Sorace & Guido Tellini Florenzano** - L'avifauna nidificante nel Parco Regionale dei Monti Lucretili
- 798 **Eliseo Strinella** - Studio della dispersione del Fringuello alpino *Montifringilla nivalis* attraverso l'uso di anelli colorati
- 801 **Eliseo Strinella** - Ciclo annuale della comunità ornitica degli uccelli acquatici nella Riserva Naturale del Lago di Campotosto (Parco Nazionale del Gran Sasso e Monti della Laga)
- 803 **Eliseo Strinella, Carlo Artese, Augusto De Sanctis, Emanuela Garino, Antonio Lavelli &**

- 806 **Francesco Recchia** - L'inanellamento nell'Oasi WWF della diga di Alanno (PE): analisi dei primi sette anni di attività
- 809 **Francesco Velatta, Mario Muzzatti, Maria Maddalena Chiappini, Andrea Maria Paci & Gianluca Bencivenga** - Censimenti invernali degli uccelli acquatici al lago Trasimeno. Aggiornamento al 2009
- 811 **Francesco Velatta, Carmine Romano, Daniele Iavicoli & Marco Gustin** - Osservazioni ornitologiche nel Parco di Colfiorito (2005-08)
- 814 **Andrea Viganò & Marco Viganò** - Etiopia: Via dell'Est. Indagine ornitologica
- 814 **Andrea Viganò, Daniele Pellitteri-Rosa, Vittorio Vigorita & Mauro Fasola** - Zone umide artificiali: ciclo annuale dell'avifauna acquatica dell'Arnetta (VA-MI)
- 817 Appendici**
- 819 APPENDICE 1. Risoluzione sull'impatto degli impianti eolici industriali sull'avifauna
- 822 APPENDICE 2. Mozione a sostegno della conservazione del Parco Nazionale del Circeo
- 825 APPENDICE 3. Linee guida per la conservazione dell'Occhione *Burhinus oedicnemus* in Italia

Sessione

CONSERVAZIONE, TEORIA E PRATICA

COMUNICAZIONI



UN VALORE DI RIFERIMENTO FAVOREVOLE PER LE SPECIE ORNITICHE NIDIFICANTI IN ITALIA

MATTIA BRAMBILLA^(1,2), MARCO GUSTIN⁽²⁾ & CLAUDIO CELADA⁽²⁾

⁽¹⁾ *Fondazione Lombardia per l'Ambiente, Settore biodiversità e aree protette – Piazza Diaz, 7
20123 Milano (brambilla.mattia@gmail.com)*

⁽²⁾ *LIPU, Dipartimento Conservazione – Via Trento, 49 – 43100 Parma*

INTRODUZIONE

La Direttiva Habitat (92/43/CEE) e la Direttiva Uccelli (79/409/CEE) costituiscono strumenti fondamentali per il conseguimento dell'obiettivo del 2010 dell'Unione Europea, "fermare il declino della biodiversità" (*Countdown 2010*). Nel 2005, il Comitato Habitat ha definito le linee guida per monitorare lo stato di conservazione delle specie e degli habitat tutelati dalla Direttiva Habitat. Queste linee guida richiedono, tra le altre cose, che gli Stati membri forniscano un'indicazione del "*Favourable Reference Value*" (FRV), o "Valore di Riferimento Favorevole". Lo stato di conservazione di una specie è considerato soddisfacente se i dati relativi alla popolazione mostrano una persistenza a lungo termine, se abbondanza e distribuzione risultano stabili o in incremento e se gli habitat utilizzati dalla specie sono considerati sufficienti per garantire su lungo periodo la persistenza della specie. Il FRV rappresenta un'indicazione concreta di un obiettivo di conservazione a lungo termine; esso deve essere inteso come quel valore che può rappresentare una situazione indubbiamente favorevole per una data specie, tale da garantirle ottime possibilità di persistenza nel lungo periodo.

Secondo le linee guida prodotte dal Comitato Habitat, il FRV dovrebbe essere definito da ciascuno Stato membro, per ciascuna specie e per ciascun habitat. Sebbene la Direttiva Uccelli non preveda esplicitamente l'obbligo della definizione dello stato di conservazione né del FRV per ciascuna specie ornitica, analogia valutazione appare necessaria nell'ambito degli impegni presi con il Piano d'azione europeo per la biodiversità e l'Obiettivo del 2010. Si è quindi cercato di mettere a punto una metodologia per determinare il FRV, a partire dalle specie inserite nell'Allegato I della Direttiva Uccelli.

Un elemento ricorrente tra gli obiettivi di conservazione è identificare il minimo numero di individui necessari per garantire la persistenza a lungo termine di una specie o di una popolazione. Questo tipo di approccio è conosciuto come PVA (*Population Viability Analysis*). Nell'ambito della PVA o *population modelling*, modelli demografici sono costruiti per migliorare la comprensione delle dinamiche delle popolazioni delle specie e/o per affiancare studi di campo nello sviluppo di strategie di conservazione per le specie. Molto spesso, i modelli di PVA sono utilizzati per identificare popolazioni minime vitali (*Minimum Viable Population*, MVP), ovvero popola-

zioni in grado di sopravvivere in un dato arco temporale in uno scenario più o meno specifico, definito da una serie di fattori.

Per specie o popolazioni molto abbondanti, le tecniche di PVA incontrano spesso problemi dovuti all'inclusione di grandi numeri di individui, che si traduce in lunghi tempi di analisi, alta variabilità dei risultati con difficoltà di interpretare correttamente gli esiti delle analisi e, soprattutto, in una diminuzione dell'affidabilità delle analisi. Quando vengono utilizzati per pianificare la conservazione, i modelli di PVA possono aiutare ad identificare popolazioni 'ideali' a seconda dei differenti contesti: popolazioni minime vitali per specie ad elevato rischio di estinzione, popolazioni sufficientemente ampie da assicurare persistenza a lungo termine anche in scenari sfavorevoli nel caso di popolazioni attualmente non a rischio di estinzione. Le analisi di PVA possono inoltre evidenziare quali parametri (es. riproduttivi, oppure legati a sopravvivenza/mortalità degli individui) siano più importanti per la conservazione di una specie.

Quando i modelli di PVA sono difficilmente utilizzabili, altri parametri di tipo 'demografico' possono aiutare ad identificare target di conservazione. In particolare, la densità riproduttiva (espressa come numero di individui o coppie o territori o nidi per unità di superficie) può essere un valido indicatore (soprattutto per le specie territoriali) dello stato di conservazione e/o dell'idoneità ambientale per una data specie in un dato contesto areale/geografico.

Per definire il *Favourable Reference Value* (FRV), l'approccio qui presentato prevede l'utilizzo di tecniche di PVA oppure di valutazioni basate sulla densità riproduttiva, a seconda dell'abbondanza e della distribuzione delle specie target.

Il FRV è stato definito solo per le specie regolarmente nidificanti in Italia e non attualmente in fase di espansione demografica in seguito a recente colonizzazione (ultimi 30 anni). Per queste ultime specie, infatti, si ritiene non opportuno indicare un FRV, che potrebbe essere ben al di sopra o al di sotto dell'esito demografico della colonizzazione, che risulta per molte specie ancora oggi del tutto imprevedibile.

AREA DI STUDIO

Il presente lavoro ha interessato tutto il territorio italiano, analizzando lo stato della popolazione nazionale delle specie considerate. Tuttavia, si è deciso di operare separatamente a livello di regioni biogeografiche (alpina, continentale e mediterranea) o di singole popolazioni, quando rilevante per la conservazione delle singole specie (es. popolazioni frammentate, popolazioni particolarmente importanti).

MATERIALI E METODI

È stata operata una suddivisione tra specie riguardo: i) abbondanza a livello nazionale; ii) caratterizzazione biogeografica (bioregione alpina, continentale e mediterranea in Italia, e ulteriori suddivisioni geografiche ove ritenuto necessario).

Per quanto riguarda l'abbondanza, le specie sono state suddivise in due categorie: specie con meno di 2.500 coppie e specie con più di 2.500 coppie. Le specie con

meno di 2.500 coppie nidificanti sono state a loro volta suddivise in 1) specie con singola popolazione: un unico valore di FRV è stato calcolato (tramite PVA) per la popolazione nazionale; 2) specie con popolazioni frammentate: areale strutturato in unità distinte e con verosimile scarso flusso genico tra esse (popolazioni o colonie riproduttive o gruppi di colonie): è stato calcolato (tramite PVA) un valore di FRV specifico per ciascuna unità di areale/popolazione della specie (la conservazione di tali specie è probabilmente dipendente dalla conservazione delle principali popolazioni isolate).

Le specie con più di 2.500 coppie nidificanti sono state ulteriormente suddivise in: 1) specie con areale diviso in unità discrete (popolazioni o colonie riproduttive o gruppi di colonie) con popolazioni inferiori a 2.500 coppie: è stato calcolato (tramite PVA) un FRV specifico per ciascuna unità di areale/popolazione della specie; 2) specie con range ampio e più o meno continuo (tutte o la maggior parte delle possibili unità di areale/popolazioni o colonie o gruppi di colonie della specie più grandi di 2.500 coppie), a loro volta suddivise in: i) specie non coloniali, per le quali il FRV è stato espresso in termini di densità riproduttiva a differenti scale spaziali; ii) specie coloniali, per le quali il FRV non è stato formulato. Per le specie coloniali appare infatti poco opportuno formulare un FRV espresso come densità riproduttiva.

Il valore soglia di 2.500 coppie come limite per il calcolo del FRV a scala nazionale o di regione biogeografica è stato dettato dalla ricerca di un compromesso tra possibilità di analisi affidabili tramite *population modelling*, garantite per popolazioni ridotte ma più difficili per popolazioni ampie, e volontà di considerare quante più specie possibili, in modo da poter dare indicazioni quantitative sul FRV, basate su tecniche analitiche ampiamente collaudate ed utilizzate nella letteratura scientifica (ma non per popolazioni troppo ampie).

Per il calcolo del FRV come dimensione di popolazione (abbondanza) tramite PVA è necessario disporre di una serie di parametri demografici e di successo riproduttivo, di fondamentale importanza per le analisi. Il FRV in questi casi è stato calcolato qualora fossero noti o stimabili i principali parametri necessari, oppure quando vi fossero stime di tali parametri disponibili per specie “affini” (strettamente imparentate, con ecologia simile e densità comparabile negli habitat d’elezione). In assenza di dati relativi ai principali parametri richiesti per la specie in questione e per specie strettamente imparentate, non è stato possibile calcolare il FRV.

Nei casi in cui il FRV è stato calcolato tramite PVA, si è operata una distinzione in tre categorie. Per le specie (popolazioni) che hanno mostrato un trend positivo (incremento numerico o incremento alternato/seguito a/da stabilità) costante negli ultimi 20-30 anni, utilizzando i parametri medi noti per la specie, è stata calcolata la probabilità di estinzione (P) della stima superiore corrente di popolazione; se $P \leq 0.01$ nei prossimi 100 anni, tale valore viene assunto come FRV per quella specie/popolazione; se $P > 0.01$, si è calcolata la minima popolazione vitale (MVP) come la popolazione che mostra una probabilità di estinzione $P \leq 0.01$ nei prossimi 100 anni e tale valore è stato assunto come FRV.

Per specie (popolazioni) con stato di conservazione sfavorevole o sconosciuto, si è calcolata la popolazione che mostra una probabilità di estinzione $P \leq 0.01$ nei prossimi 100 anni con i valori meno favorevoli dei parametri demografici e riproduttivi noti dalla letteratura (escludendo però casi estremi legati ad annate o situazioni eccezionalmente negative) e si è preso tale valore come FRV. Un tale valore infatti dovrebbe garantire la persistenza della specie anche negli scenari meno favorevoli. Per specie (popolazioni) con alta probabilità di estinzione nei prossimi 100 anni, si è indicato come FRV la MVP ($P \leq 0.01$ nei prossimi 100 anni) calcolata utilizzando i parametri medi noti per la specie.

In diversi casi, alcuni dei parametri richiesti dal *modelling* non sono conosciuti per le specie considerate; in questo caso, sono state condotte simulazioni variando i parametri sconosciuti all'interno dei valori conosciuti per specie affini.

Un tipo di catastrofe, con frequenza dell'1% e associato ad una riduzione del 50% sia della riproduzione che della sopravvivenza, è stato inserito in ogni simulazione di *population modelling* (salvo quando diversamente specificato).

Tutte le analisi di *population modelling* sono state condotte utilizzando l'ultima versione disponibile del programma Vortex (versione 9.72), software comunemente utilizzato per valutare il rischio di estinzione di una popolazione (Lacy et al., 2005).

Per ulteriori dettagli sui procedimenti utilizzati per la PVA si rimanda a Gustin et al. (2009).

Per le specie con oltre 2.500 coppie e senza evidente frammentazione/suddivisione delle popolazioni in unità discrete e non coloniali, stante la difficoltà (se non l'impossibilità) di ottenere stime affidabili per molte di esse, nonché l'inaffidabilità delle analisi condotte tramite *population modelling* per popolazioni molto ampie, sono stati considerati, ove disponibili, valori di densità riproduttiva, considerando qualora possibile (in base a disponibilità di dati adeguati e caratteristiche ecologiche della specie) differenti livelli spaziali, quali ad esempio quello "locale" (<100 ha) e quello "di comprensorio" (dell'ordine di migliaia di ha).

L'utilizzo di valori di densità riproduttiva ricavati da popolazioni ritenute in stato di conservazione ottimo o soddisfacente in ambienti idonei alle esigenze ecologiche della specie in oggetto, consente una prima verifica, tramite il confronto dei valori di densità rilevati all'interno di un determinato sito con i valori di riferimento, dello stato di conservazione della specie in quel determinato contesto.

L'utilizzo di valori di densità diventa così uno strumento operativo per valutare lo stato di salute di una popolazione e trarne le debite considerazioni nell'ambito dei programmi di gestione e conservazione di habitat e specie.

RISULTATI

Sono state prese in considerazione 88 specie nidificanti, di queste (75 Non-Passeriformi e 13 Passeriformi), 44 (50%)(33 Non-Passeriformi e 11 Passeriformi) hanno evidenziato uno stato di conservazione sfavorevole.

Per 47 popolazioni appartenenti a 21 specie è stato possibile calcolare un valore di

FRV attraverso PVA. Per tutte le specie e le popolazioni, il FRV appare superiore alla stima corrente di popolazione, con l'eccezione di alcune popolazioni di Aquila reale *Aquila chrysaetos* (in aree ove la specie ha raggiunto la capacità portante del territorio) e per le principali popolazioni di Falco pellegrino *Falco peregrinus*, che appaiono al momento in fase di stabilizzazione attorno alla capacità portante dell'ambiente. Per 15 specie è stato formulato un FRV in termini di densità riproduttiva a una o più scale spaziali; per le specie con territori o *home ranges* molto estesi (decine di ettari o più) non è stato formulato alcun valore di FRV a scala "locale". In alcuni casi, soprattutto per specie ecotonali che verosimilmente occupano tessere di ambiente idoneo sparse in una matrice meno idonea, il FRV è stato ulteriormente suddiviso in casi differenti legati a diversa idoneità ambientale.

Per alcune specie, non è stato possibile fornire un FRV in termini di dimensione di popolazione, ma le buone conoscenze sulle densità riproduttive hanno consentito di individuare densità 'favorevoli', riportate in Gustin et al. (2009) all'interno di un altro paragrafo denominato 'Indicazioni per la conservazione'.

Per 12 specie che hanno recentemente colonizzato (o ri-colonizzato) l'Italia non è stato formulato un FRV. Ugualmente, il valore di riferimento favorevole non è stato calcolato per popolazioni recenti di altre specie (es. popolazioni di Grifone *Gyps fulvus* originate da progetti di reintroduzione iniziati da pochi anni). Tuttavia, in alcuni di questi casi, è stato possibile identificare minime popolazioni vitali, riportate nelle 'Indicazioni per la conservazione' (tre popolazioni di Grifone, una popolazione di Gipeto *Gypaetus barbatus*).

Per tre specie coloniali, con popolazioni o colonie superiori a 2.500 coppie, non è stato calcolato alcun FRV.

Le rimanenti 35 specie includono almeno una popolazione per cui il calcolo del FRV era richiesto (tramite *population modelling* oppure densità riproduttiva), ma l'ampio scambio di individui con popolazioni extra-nazionali e l'assenza di dati specifici sui tassi di immigrazione ed emigrazione (Gabbiano corso *Larus audouinii*), l'insostenibile tasso di mortalità attualmente esperito dalla popolazione (Grifone in Sardegna), oppure la mancanza di dati adeguati (tutte le altre) hanno reso impossibile il calcolo del FRV.

CONCLUSIONI

Per una significativa frazione delle specie nidificanti è stato fornito un FRV in termini di popolazione o di densità riproduttiva, rappresentando il primo progetto 'pilota' in termini non solo nazionali, ma anche europei, e costituendo potenzialmente un esempio a livello metodologico per la futura implementazione delle Direttive Europee.

La definizione del FRV basata su valori di densità riproduttiva ha un valore 'parziale': esso può essere utilizzato agevolmente come termine di riferimento per singoli siti o gruppi di siti, ma non fornisce un termine di confronto direttamente applicabile all'intera scala nazionale. Se gli auspicati sforzi per quantificare range attuale,

storico e/o potenziale di ciascuna specie, in base ad una quantificazione dell'habitat potenzialmente idoneo venissero attuati, sarebbe possibile tradurre questo valore di densità in stime di popolazione.

Infine, occorre notare come questo lavoro abbia portato all'identificazione di un FRV relativo alla popolazione; sarebbe altresì opportuno formulare un FRV per quanto riguarda il range e possibilmente anche l'habitat di ciascuna specie, che rimangono un traguardo da raggiungere in un futuro prossimo per migliorare le strategie di conservazione delle specie ornitiche.

Sebbene concepito e sviluppato a scala nazionale, il presente lavoro può rappresentare uno strumento utile per pianificare la conservazione delle specie ornitiche anche a scala regionale. Il metodo applicato infatti è potenzialmente ri-applicabile anche alla realtà regionale, soprattutto nel caso di specie con distribuzione localizzata o esclusiva in una o poche regioni.

Ringraziamenti. Questo lavoro non sarebbe stato possibile senza il prezioso supporto di E. Duprè ed E. Bianchi (MATTM), F. Spina e N. Baccetti (ISPRA), G. Boano, G. Bogliani, P. Bricchetti, D. Rubolini. Gli autori desiderano ringraziare R. Falco, F. Piccarolo, M. Ravasini per il supporto e l'aiuto nello svolgimento del lavoro.

Summary

A Favourable Reference Value for breeding bird species in Italy

The Favourable Reference Value (FRV) represents a long-term conservation objective and should identify a value surely representing a favourable condition for a species or population, able to ensure long-term persistence. We defined a FRV for breeding bird species in Italy, excluding the ones which recently colonized or recolonized Italy. We divided species according to their abundance and occurrence in discrete or continuous populations. We formulated a FRV for each of the main populations of a species: for those accounting for less than 2,500 pairs, FRV was computed according to Population Viability Analysis (PVA) methods (adopting different approaches according to the different trend and status shown by the populations), while for those populations including more than 2,500 pairs we calculated the FRV through a measure of 'favourable' breeding density. The FRV was calculated for 50% of the species considered, while lack of adequate data prevented FRV formulation for the other species.

BIBLIOGRAFIA

- Gustin M., Brambilla M. & Celada C., 2009. Valutazione dello stato di conservazione dell'avifauna italiana. Rapporto tecnico finale. LIPU/MATTM. Pp: 1-1153.
- Lacy, R.C., Borbat, M. and Pollak, J.P., 2005. VORTEX: A Stochastic Simulation of the Extinction Process. Chicago Zoological Society, Brookfield, IL.

LA CONSERVAZIONE DELL' AVERLA PICCOLA *Lanius collurio*: DALLA TEORIA ALLA PRATICA

FABIO CASALE ^(1,2), VALENTINA BERGERO ⁽¹⁾, GIUSEPPE BOGLIANI ⁽³⁾,
G. MATTEO CROVETTO ⁽¹⁾, RICCARDO FALCO ⁽¹⁾, IRENE NEGRI ⁽³⁾ & MATTIA BRAMBILLA ⁽¹⁾

⁽¹⁾ *Fondazione Lombardia per l'Ambiente, Settore Biodiversità e Aree protette – Piazza Diaz, 7
20123 Milano (fabio.casale@libero.it)*

⁽²⁾ *Università degli Studi dell'Insubria, Dipartimento Ambiente-Salute-Sicurezza – Via Dunant, 3
21100 Varese*

⁽³⁾ *Università degli Studi di Pavia, Dipartimento di Biologia Animale – Piazza Botta, 9 – 27100 Pavia*

INTRODUZIONE

L'Averla piccola è specie di interesse comunitario (Allegato I, Direttiva Uccelli 79/409/CEE) ed appare attualmente in declino nella maggior parte del territorio italiano. Con la presente ricerca, svolta in Lombardia, si è cercato di identificare le principali popolazioni della specie a scala regionale, formulare linee guida specifiche per la gestione ambientale a favore della specie nelle tipologie di habitat più rappresentative e definire un piano d'azione regionale per la sua conservazione.

AREA DI STUDIO

Lo studio si è svolto in Lombardia. Nel 2007 sono state selezionate alcune aree campione al cui interno concentrare gli sforzi di ricerca, in quanto ritenute rappresentative delle tipologie ambientali di maggior importanza per l'Averla piccola a scala regionale. La scelta delle aree campione è derivata in particolare dai seguenti elementi: aree particolarmente vocate alla specie in periodo riproduttivo, aree rappresentative delle diverse tipologie ambientali potenzialmente idonee alla specie presenti sul territorio lombardo, aree rappresentative di diversi fattori di minaccia per gli habitat idonei alla specie, aree rappresentative di diverse forme di attività agricole più o meno favorevoli all'insediamento della specie, aree distribuite nelle diverse fasce altitudinali favorevoli alla specie. Le aree campione selezionate coincidono complessivamente con 6 grandi comprensori territoriali, ascrivibili ad una superficie complessiva di circa 3.000 ettari: alta pianura e colline moreniche del Varesotto (VA), palude di Albate (CO), Oltrepò pavese collinare e montano (PV), Triangolo Lariano (LC), Pian di Spagna (CO, LC, SO), Media Valsassina (LC).

Nel 2008, per la verifica del modello di distribuzione potenziale sono state identificate 5 nuove aree di studio che erano classificate come altamente idonee dal modello predittivo formulato sulla base dei dati 2007: Livo, nelle Alpi Lepontine (CO); Poglio, nelle Alpi Lepontine (CO); Alpe Rescascia, nelle prealpi comasche (CO); Val Taleggio, nelle Orobie Bergamasche (BG); Altopiano di Cariadeghe, nelle prealpi bresciane (BS). Nel 2008 sono state inoltre indagate anche aree già oggetto di studio nel corso del 2007.

MATERIALI E METODI

Nel periodo riproduttivo della specie sono stati individuati numerosi territori all'interno delle aree campione. Il mappaggio dei territori riproduttivi è avvenuto secondo la metodologia standard del *territory mapping*. L'analisi dei contatti ottenuti, ed in particolare dei contatti simultanei tra individui di territori confinanti, ha consentito di delimitare con buona approssimazione ubicazione e forma dei territori. Si sono considerate solo le osservazioni effettuate dall'inizio di giugno in poi; si è infatti notato in entrambe le stagioni un numero elevato di individui migratori in transito sino a fine maggio. Al termine della stagione riproduttiva della specie sono stati svolti rilievi floristico-vegetazionali presso alcuni territori all'interno delle aree campione ed altrettanti punti di confronto, allo scopo di evidenziare quali elementi strutturali della vegetazione abbiano importanza (positiva o negativa) per la specie. Sono stati selezionati per i rilievi floristico-vegetazionali 76 territori e 76 punti di controllo nel 2007 e 151 territori e altrettanti punti di controllo nel 2008. Il rilievo della vegetazione è avvenuto all'interno di quadrati di 100 m di lato (1 ha), conformemente alle dimensioni medie dei territori di Averla piccola (Brambilla et al., 2007). Le variabili da misurare sono state scelte tra quelle potenzialmente influenti sulla scelta dell'habitat da parte della specie, in base alle conoscenze sinora disponibili. Da un set di 102 territori selezionati in modo da essere il più possibile rappresentativi delle diverse realtà ambientali frequentate dalla specie nel territorio regionale è stato ricavato un modello di preferenze ambientali a scala di paesaggio (basato soprattutto su macro-categorie di uso del suolo), in grado di stimare la probabilità di presenza dell'Averla piccola in aree di 1 ha (la dimensione media dei territori della specie) in qualunque punto della regione, utilizzando informazioni contenute in banche dati digitalizzate. Grazie agli abbondanti dati di campo raccolti nel primo anno di ricerche, è stato possibile formulare modelli di preferenze ambientali della specie a due scale spaziali, caratterizzate da diverso dettaglio e da diversa applicazione. Si è infatti formulato un modello di preferenze ambientali a scala di paesaggio, utilizzando layer di dati disponibili in ambiente GIS, e un secondo modello basato invece su variabili misurate sul terreno e legate all'uso del suolo dettagliato ed alle caratteristiche strutturali della vegetazione. L'elevato campione a disposizione per l'elaborazione di entrambi i modelli (102 territori per le analisi a scala di paesaggio e 76 per quelle a scala di territorio) ha consentito di formulare i modelli predittivi su metà set di dati e di validarli sulla rimanente metà. In questo modo è stato possibile formulare, già sulla base dei dati raccolti nel 2007, modelli il più possibile robusti e generalizzabili. Per avere una conferma definitiva della loro validità nel tempo e nello spazio, i modelli sono stati sottoposti ad un'ulteriore validazione della loro generalità ed applicabilità utilizzando i dati del 2008.

RISULTATI

Sono stati individuati complessivamente 174 territori nel 2007 e 241 nel 2008. Nel 2007 si è valutata la densità della specie a livello di macro-aree (superficie pros-

sima o superiore a 100 ha). Nel 2008 si sono definite più nel dettaglio le porzioni di habitat idoneo alla specie e si è calcolata una densità locale per aree vocate.

Le densità rilevate nel 2007 (n. cp./100 ha) sono le seguenti: palude di Albate e aree circostanti: 9,2 cp./100 ha; Triangolo Lariano: 1,5 cp./100 ha; Pian di Spagna: 4,8 cp./100 ha; media Valsassina: 18,6 cp./100 ha; alta pianura e colline moreniche del Varesotto: 0,7 cp./100 ha; Oltrepò pavese collinare e montano: 4,4 coppie/100 ha.

Nel 2008 la densità riproduttiva (n. cp./10 ha) è stata calcolata solo per aree con almeno 5 coppie: Livo (10 ha): 10 cp./10 ha; Peglio (7 ha): 7,1 cp./10 ha; Alpe Rescascia (13,5 ha): 8,1 cp./10 ha; Val Taleggio (nucleo principale, 37 ha): 5,4 cp./10 ha; Altopiano di Cariadeghe (nucleo principale, 50 ha): 4,0 cp./10 ha; palude di Albate (nucleo principale, 34 ha): 1,8 cp./10 ha; Pian di Spagna (nucleo principale, 19 ha): 3,7 cp./10 ha; media Valsassina (nucleo principale: 31 ha): 2,3 cp./10 ha; Oltrepò pavese collinare e montano (nucleo principale, 21 ha): 4,8 cp./10 ha.

La densità riproduttiva riscontrata nel 2008 nelle nuove aree indagate, identificate in base al modello elaborato nel 2007, appare molto elevata. I valori di densità per queste aree appaiono infatti compresi tra 4,0 e 10,0 coppie per 10 ha, corrispondono ai valori più elevati sinora riportati per la specie (Cramp & Perrins, 1993) e confermano la validità del modello di idoneità ambientale a scala di paesaggio.

L'aggiornamento delle conoscenze relativamente alla distribuzione effettiva e potenziale della specie in territorio lombardo ha permesso di identificare le aree e le popolazioni più importanti per la specie nel territorio lombardo, di primaria importanza per la sua salvaguardia (le aree più scure in Fig. 1).

Analizzando gli *output* forniti dal modello a scala di territorio, si può ipotizzare in termini generali che un territorio ideale per la specie sia rappresentabile con una superficie di un ettaro avente le seguenti caratteristiche ambientali: 50-60% dell'area a prato, con preferenza per pascolo a bassa intensità e prati soggetti a sfalcio; 20-40% del suolo coperto da cespugli; 10-20% dell'area interessata da incolti erbacei (prati non falciati per uno/qualche anno); presenza diffusa di siepi arbustive o arboreo-arbustive, con lunghezza complessiva non inferiore ai 70 m.

Per ciascuna tipologia di ambiente naturale e semi-naturale esaminata, a partire dalle conoscenze sull'ecologia della specie maturate nel corso delle indagini, sono stati infine definiti dei mosaici ambientali ottimali (Casale & Brambilla, 2009a,b), in base ai quali un territorio ideale di Averla piccola di un ettaro di superficie presenta le seguenti caratteristiche, differenziate in 6 macro-categorie ambientali:

- 1) prati permanenti: prato pascolato o falciato 73%, prato non falciato o non pascolato/incolto erbaceo 12%, arbusti isolati/nuclei arbustati/rovetti 10%, siepi (in media 70 metri lineari) 5%;
- 2) pascoli: prato pascolato 50%, arbusti 35%, prato non pascolato/incolto erbaceo 5%, alberi isolati 5%, terreno nudo 5% (Fig. 2);
- 3) arbusteti: prato pascolato o falciato 50%, arbusti isolati o nuclei di arbusti 30%, prato non pascolato/non falciato/incolto erbaceo 20%;
- 4) brughiere dell'alta pianura lombarda: brughiera rada 55%, terreno nudo/vegeta-

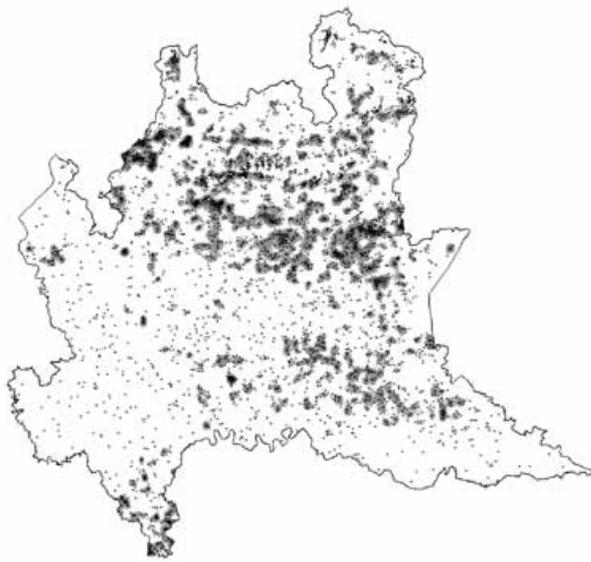


Fig. 1. Modello predittivo a livello di paesaggio a scala regionale. Bianco: aree a quota superiore ai 2000 m s.l.m. e aree con probabilità di presenza dell’Averla piccola ($p < 0,25$); grigio chiaro: $0,25 < p < 0,5$; grigio scuro: $0,5 < p < 0,75$; nero: $p > 0,75$. I punti scuri rappresentano i singoli punti classificati come idonei ($p > 0,5$) per la specie. Ridisegnato da Brambilla et al. (2009).

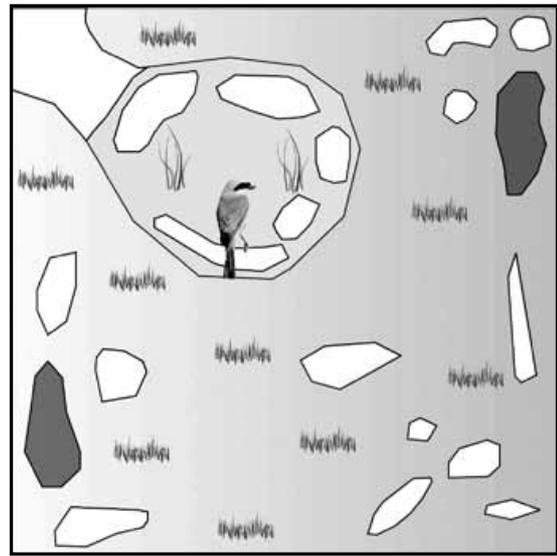


Fig. 2. Schema esemplificativo dell’habitat “Pascoli” in un territorio “standard” di Averla piccola di un ettaro di superficie, ascrivibile a un quadrato di 100 x 100 metri. In grigio molto chiaro: arbusti isolati; grigio medio (isola al centro): prato non falciato/non pascolato e/o incolto erbaceo; grigio con simbolo erba: prato pascolato; grigio scuro: alberi isolati; bianco: terreno nudo.

zione rada 15%, prato arido/incolto erbaceo 15%, roveti 10%, arbusti isolati 5%, alberi isolati 5%;

- 5) brughiere prealpine: brughiera/arbusteto basso 30%, prato falciato 50%, incolto erbaceo 10%, terreno nudo/vegetazione rada 5%, alberi isolati 5%;
- 6) vigneti: vigneto 40%, prato falciato 25%, prato non falciato/incolto erbaceo 20%, siepe 10%, arbusti 5%.

CONCLUSIONI

I risultati dello studio hanno portato alla realizzazione di un “Piano d’Azione per l’Averla piccola in Lombardia” (Casale & Brambilla, 2009b). La strategia a scala regionale per la conservazione dell’Averla piccola in Lombardia si basa sui seguenti punti “chiave”:

- a) mantenimento di ambienti idonei alle esigenze ecologiche dell’Averla piccola nelle aree più importanti per la specie (“aree sorgente”). Tali aree devono avere un’estensione di almeno un centinaio di ettari; aree di pochi ettari di superficie sono infatti spesso troppo piccole o isolate per ospitare la specie e non sono in grado di sostenere popolazioni significative;
- b) mantenimento di pratiche agro-pastorali non intensive in aree aperte montane e collinari;

c) mantenimento di prati stabili affiancati da siepi o cespugli in pianura, con uso di fertilizzanti e pesticidi il più possibile limitato.

L'Averla piccola è specie particolarmente idonea come "specie guida" per la realizzazione di interventi di gestione naturalistica degli ambienti aperti in quanto indicatore di diversità biologica (Brambilla et al., 2009); inoltre, risponde rapidamente in modo positivo ad interventi gestionali a lei dedicati quali creazione di mosaici pratici di aree falciate e non falciate (ad es. progetto LIFE fiume Toce; Casale et al., 2007), decespugliamento e pascolo regolamentato (ad es. progetti LIFE fiume Toce e Monti della Calvana; Casale et al., 2007; Sposimo et al., in stampa), messa a dimora di arbusti (ad es. Parco Nord Milano; Siliprandi, com. pers.).

Ringraziamenti. Gli autori desiderano in primo luogo ringraziare la Direzione Qualità dell'Ambiente della Regione Lombardia, nelle persone di Anna Bonomo, Gianni Ferrario e Pietro Lenna, e la Fondazione Lombardia per l'Ambiente, nelle persone del Presidente, Paolo Colombani, e del Direttore, Fabrizio Piccarolo, per avere sostenuto e reso possibile questo studio. Paolo Siccardi ha condiviso con gli autori importanti fasi della ricerca e a lui va un sentito ringraziamento per l'entusiasmo e la disponibilità dimostrata nello studio. Un caloroso grazie va anche a tutti i rilevatori volontari: M. Balocco, E. Bassi, M. Barattieri, G. Bazzi, M. Belardi, R. Bionda, P. Bonvicini, R. Brembilla, S. Capelli, M. Caffi, D. Cameroni, N. Canovi, P. Casali, C. Cavallaro, F. Cecere, J. Cecere, S. Colaone, G. Conca, O. Cortesi, G. de Martini, E. de Sanctis, C. Dell'Acqua, B. Fanchin, F. Ferlini, G. Ferrara, A. Gagliardi, A. Garanzini, M. Gobbini, E. Giussani, W. Guenzani, S. Landoni, F. Luoni, G. Luraschi, E. Manfredini, L. Marocchi, D. Massalongo, G. Meraviglia, F. Mogavero, A. Mosini, L. Mostini, C. Movalli, A. Nava, C. Negri, F. Ornaghi, G. Papale, G. Pasquariello, F. Pianezza, G. Piazzzi, A. Poppi, S. Pirola, I. Provini, S. Ravara, L. Ravizza, R. Repossini, R. Sala, R. Santinelli, F. Saporetto, W. Sassi, C. Scandolara, M. Siliprandi, S. Sonno, V. Toninelli, A. Turri, A. Viganò, E. Vigo, U. Visconti, T. Zarbo. Grazie anche ai gruppi ornitologici che hanno supportato la ricerca: CROS (Varenna, LC), GIO (Induno Olona, VA), GOB (Bergamo), GRA (Brescia), GROL (Lodi). Un ringraziamento particolare va agli Enti gestori delle Aree protette regionali per la gentile collaborazione ed il sostegno all'iniziativa, in particolare: R. Gini, Direttore del Parco Nord Milano, e il guardiaparco M. Siliprandi; A. Deghi, Presidente della Riserva Naturale Pian di Spagna e Lago di Mezzola, A. Aceti e M. De Simoni, naturalista e guardiaparco della Riserva; D. Furlanetto, Direttore del Parco Lombardo della Valle del Ticino, V. Parco, naturalista, G. Piazzzi e i colleghi guardiaparco dell'area protetta; G. Tonni, responsabile del Monumento Naturale dell'Altopiano di Cariadeghe. A. Gagliardi, F. Luoni, A. Martinoli, D. Preatoni, S. Sonno, G. Tosi e L. Wauters, dell'Università dell'Insubria di Varese, e F. Ficetola e D. Rubolini, dell'Università degli Studi di Milano, hanno fornito un importante supporto alla ricerca. G. Boano, L. Fornasari, R. Fuller, G. Tellini Florenzano, N. Titeux, R. Toffoli, D. Van Nieuwenhuyse, J.L. Zollinger e R. Yosef hanno fornito utilissimi consigli e supporto alla ricerca.

Summary

Conservation of Red-backed Shrike *Lanius collurio*: from theory to practice

We developed a multi-level conservation strategy for *Lanius collurio* in Lombardy, N Italy, starting from a regional-wide assessment of habitat preferences, whose results were translated into conservation priorities over different spatial scales and in a regional “Action Plan for the conservation of Red-backed Shrike in Lombardy”. After defining habitat associations, we i) described conservation priorities (at landscape scale) over the whole region, by identifying the most important populations of the species, main areas of potential occurrence and main threats and conservation needs in terms of macroscopic habitat change, ii) derived territory-level guidelines for management of different habitats occupied by the species. Management guidelines included a description of the habitat mosaic virtually representing most suitable option for the species in different environmental contexts (mown grasslands, pastures, shrublands, heathlands, vineyards) inhabited by *L. collurio* in Lombardy, best practices favourable for the species and possible benefits for other animal species. Local experience of habitat management consistent with our indications proved to induce sudden increase of *L. collurio* populations, indirectly confirming the effectiveness of some of the proposed schemes.

BIBLIOGRAFIA

- Brambilla M., Casale F., Siccardi P., 2007. Linee guida e indicazioni gestionali per la conservazione dell’averla piccola (*Lanius collurio*), specie di interesse comunitario (Allegato I, Direttiva 79/409/CEE), in Lombardia. Relazione tecnica non pubblicata. Fondazione Lombardia per l’Ambiente, Milano (www.flanet.org).
- Brambilla M., Casale F., Bergero V., Crovetto G.M., Falco R., Negri I., Siccardi I., Bogliani G., 2009. GIS-models work well, but are not enough: Habitat preferences of *Lanius collurio* at multiple levels and conservation implications. *Biological Conservation*, 142: 2033-2042.
- Casale F., Bionda R., Falco R., Siccardi P., Toninelli V., Rubolini D. & Brambilla M., 2007. Misure gestionali in campo agro-pastorale per la conservazione dell’Averla piccola *Lanius collurio*. Atti XIV Convegno Italiano di Ornitologia, Trieste.
- Casale F. & Brambilla M., 2009a. Averla piccola. Ecologia e conservazione. Fondazione Lombardia per l’Ambiente e Regione Lombardia, Milano.
- Casale F. & Brambilla M., 2009b. Piano d’Azione per l’Averla piccola in Lombardia. Regione Lombardia, Milano.
- Cramp S., Perrins C.M. (eds.), 1993. Handbook of the Birds of Europe, the Middle East and North Africa. The Bird of Western Palearctic. Vol. 7. Flycatchers to Shrikes. Oxford University Press, New York.
- Sposimo P., Colligiani L., Bagnoli M., Fancelli E., in stampa. Effetti di interventi di gestione di praterie su *Lanius collurio* e altre specie di interesse conservazionistico nei Monti della Calvana (Toscana settentrionale). Atti XV Convegno Italiano di Ornitologia, Sabaudia.

**DETERMINAZIONE GENETICA DEL SESSO DA PIUMA E
PRELIEVO DI LIQUIDO SEMINALE NEL CAPOVACCAIO**
Neophron percnopterus
PER PROGRAMMI DI CONSERVAZIONE EX SITU

VINCENZO COSTANTINI ⁽¹⁾, ANTONIO CIRO GUARICCI ⁽¹⁾, GUIDO CECCOLINI ⁽²⁾,
ANNA CENERINI ⁽²⁾, ALESSANDRO ANDREOTTI ⁽³⁾, ANTONIO SIGISMONDI ⁽⁴⁾
& GIOVANNI MICHELE LACALANDRA ⁽¹⁾

⁽¹⁾ *Dipartimento di Produzione Animale, Università degli Studi di Bari – Strada Provinciale per Casamassima, Km 3 – 70010 Valenzano (BA) (v.costantini@veterinaria.uniba.it)*

⁽²⁾ *CERM - Centro Rapaci Minacciati – Via Santa Cristina, 6 – 58055 Rocchette di Fazio (GR)*

⁽³⁾ *ISPRA – Via Ca' Fornacetta, 9 – 40064 Ozzano Emilia (BO)*

⁽⁴⁾ *ALTURA (Associazione per la Tutela degli Uccelli Rapaci e dei loro Ambienti)*

INTRODUZIONE

Il Capovaccaio è un piccolo avvoltoio a corologia paleartico-paleotropicale, che in Europa meridionale nidifica tra marzo ed agosto e sverna in Africa a sud del Sahara. La specie è monogama ed a sessi simili. I giovani individui effettuano la migrazione verso gli areali africani a fine estate e ritornano nei siti europei, generalmente dopo alcuni anni, per la riproduzione (Ferguson-Lees & Christie, 2001; Meyburg et al., 2004). Attualmente il Capovaccaio è classificato tra le specie minacciate di estinzione a livello globale (categoria *endangered* - IUCN *Red List*) e pertanto da considerare, di prioritario interesse conservazionistico a livello europeo (SPEC 1) (Inigo et al., 2008; Andreotti & Leonardi, 2009; Birdlife International, 2009). I nuclei riproduttivi che raggiungono in primavera l'Europa meridionale, ad eccezione della Penisola Iberica (1.300 coppie circa), sono ormai ridotti ad un numero esiguo di individui concentrati in areali circoscritti (Birdlife International, 2004). In Italia il Capovaccaio presenta una popolazione attuale stabilizzata attorno a 10 coppie nidificanti in Sicilia e in due aree meridionali peninsulari (Calabria: area Ionica; Puglia-Basilicata: comprensorio Pollino-Gravine), con previsione di estinzione della specie, nel territorio nazionale, entro tempi molto brevi (Ceccolini et al., 2006; Gustin et al., 2009; Sarà et al., 2009). Per le specie giunte sull'orlo dell'estinzione, accanto agli interventi nell'ambiente di conservazione *in situ*, i programmi di riproduzione in ambiente controllato (*captive breeding*) possono permettere la reintroduzione della specie negli areali storici e l'incremento delle residue popolazioni naturali (*restocking*) secondo mirati progetti scientifici (conservazione *ex situ*) e nell'ambito di specifici Piani di Azione (PdA) (Gariboldi et al., 2004, Andreotti & Leonardi, 2009). Nei rapaci le tecniche di rilascio di individui nati in ambiente controllato (*captive-born*) sono risultate efficaci in programmi internazionali di conservazione *ex situ* di specie prioritarie di Falconiformi (*direct fostering*, *cross fostering*) (Sherrod et al., 1981; Frey &

Walther, 1989; Gariboldi et al., 2004), ed applicate con risultati positivi anche nel Capovaccaio (*hacking*), nell'ambito di attività di ricerca applicata specie-specifica realizzate per la prima volta in Italia (Ceccolini & Cenerini, 2005; Ceccolini et al., 2007; Ceccolini & Cenerini, 2008).

Nei programmi di conservazione integrata delle specie minacciate, la definizione del sesso è determinante per lo studio della *sex ratio* delle popolazioni naturali (*in situ*), e per la scelta precoce dei riproduttori nell'ambito di programmi di riproduzione in ambiente controllato (*ex situ*) (IUCN, 1998). Negli ultimi anni sono state messe a punto diverse metodiche genetiche non invasive, da DNA estratto da piuma, per il sessaggio degli uccelli monomorfici e dimorfici immaturi, in alternativa alla determinazione del sesso basata sulla valutazione di elementi morfologici e comportamentali, non sempre attendibile, ed alle tecniche chirurgiche, non prive di rischi per la salute dei volatili e di non pratica realizzazione in *pulli* ancora nel nido o in specie di piccola taglia (Halverson 1997). La metodica di base che prevede l'impiego di una PCR (*Polymerase Chain Reaction*) con primers universali per il gene Chromobox Helicase DNA binding domain (CHD) (Griffiths et al., 1998) si è dimostrata efficace su centinaia di specie e trova applicazione nella pratica clinica (Guaricci et al., 2005; Costantini et al., 2006a; Costantini et al., 2008). Per specie non responsive, come alcune specie di rapaci diurni e notturni, è stata definita una metodica alternativa di sessaggio genetico, da DNA estratto da piuma, che prevede l'associazione della PCR alla tecnica Restriction Fragment Length Polymorphism (RFLP) (Costantini et al., 2006b; Costantini et al., 2007; Costantini & Lacalandra, 2009).

AREA DI STUDIO

Nell'ambito di un programma di ricerca sulla riproduzione assistita in ambiente controllato e conservazione *ex situ* del Capovaccaio, presso il CERM Centro Rapaci Minacciati in Toscana (Rocchette di Fazio - GR), è stata valutata la possibilità di determinare il sesso in individui immaturi, a partire da DNA estratto da piuma, mediante la tecnologia della PCR associata eventualmente ad un'analisi del polimorfismo in lunghezza dei frammenti di restrizione (RFLP) con gli enzimi *HaeIII* e *Asp700*. Per la validazione della metodica la determinazione genetica del sesso, mediante PCR e PCR-RFLP da piuma, è stata realizzata in individui adulti maschi, donatori di liquido seminale, e femmine a sesso noto (ovodeposizione).

MATERIALI E METODI

Il DNA è stato estratto da cellule del calamo di 2-3 piume prelevate direttamente dalla regione pettorale di individui immaturi (Gruppo I, n=8), nel secondo mese di vita, nel periodo 2006-2009. La determinazione genetica del sesso da piuma è stata realizzata con la stessa metodica, per la validazione, in individui adulti maschi, donatori di liquido seminale, e femmine a sesso noto (Gruppo Controllo, n=7). I maschi adulti sono stati individuati e selezionati in base alla attitudine a donare liquido seminale, durante la stagione riproduttiva (aprile-giugno), con prelievo mediante

massaggio dorso-addominale (Costantini et al, 2007) e tubi da microematocrito calibrati ($75 \pm 1,0L \times 1.15 \pm 0,05d$ mm; Vol = $\sim 75 \mu l$), realizzando la valutazione morfologica degli spermatozoi mediante colorazione May-Grunwald-Giemsa (MGG) e microscopia ottica (100-400 x). La conservazione dei campioni di piume è stata realizzata, per oltre un mese, a temperatura ambiente. L'estrazione del DNA è stata eseguita mediante digestione enzimatica *over night* a $55^\circ C$ in provette Eppendorf con 0,4 mg di Proteinase K e medium di lisi tissutale presenti nel kit GenElute, Mammalian Genomic Dna Extraction (Sigma, Milano, Italia). Dopo lisi cellulare con apposito buffer, il DNA è stato purificato, eluito dalla colonnina e sottoposto a dosaggio spettrofotometrico per determinare la concentrazione. Con l'ausilio di una coppia di primers P2 e P8 (Griffiths et al., 1998) sono stati amplificati in PCR 100 ng di DNA in un volume finale di 50 μl contenenti inoltre 5 μl di buffer per la Taq, 0.2 mM di ciascun dNTPs e 1 unità di HotMaster Taq polymerase (Eppendorf, Milano). Le condizioni di reazione standardizzate sono state di $94^\circ C$ per 120 s e 35 cicli a $94^\circ C$ per 45 s (denaturazione), $48^\circ C$ per 45 s (*annealing*) e $72^\circ C$ per 45 s, con un ciclo finale a $72^\circ C$ per 5 min (allungamento) utilizzando il termociclatore Mastercycler Personal (Eppendorf, Milano). È stato incluso un controllo negativo per escludere contaminazioni da DNA esogeno, in quanto il gene CHD-1 è presente anche nell'uomo (Griffiths et al., 1998). Il prodotto di amplificazione è stato analizzato su gel di agarosio al 3% e l'immagine acquisita con il GelDoc 2000 (Bio Rad, Milano). I prodotti di PCR, successivamente, sono stati digeriti con gli enzimi di restrizione *HaeIII* (Sigma, Milano) ed *Asp700* (Roche, Milano). Le reazioni sono state realizzate in un volume finale di 20 μl contenenti 17,5 μl di prodotto di amplificazione, un enzima per volta (*HaeIII*=5U; *Asp700*=2,5U) ed il buffer corrispondente. Dopo 3 ore di incubazione, a $37^\circ C$, è stata effettuata una elettroforesi su gel di agarosio al 2% dei campioni colorati con Etidio Bromuro, per la visualizzazione in luce UV.

RISULTATI

Dopo la reazione di PCR con i primers specifici per la regione intronica CHD, i campioni hanno presentato un prodotto di amplificazione che si è risolto in una o due bande. In particolare, gli individui di sesso maschile hanno presentato una singola banda di circa 370 paia di basi (bp), mentre le femmine hanno presentato due bande di 370 e 390 bp. A conferma di questi risultati, per tutti gli amplificati è stata condotta l'analisi RFLP mediante l'enzima *HaeIII*, che riconosce un suo sito bersaglio solo sul prodotto di amplificazione derivante dal cromosoma Z, e l'enzima *Asp700*, che ha un sito di restrizione sul prodotto di amplificazione del cromosoma W. Dopo la separazione dei digeriti su gel di agarosio, sono state ottenute due bande con dimensioni di 310 e 60 bp, nei soggetti di sesso maschile, dopo digestione con *HaeIII*, ed una sola banda (370 bp), dopo digestione con *Asp700*. Tutte le femmine hanno presentato tre bande sia dopo digestione con *HaeIII* (390, 310 e 60 bp), che con *Asp700* (370, 280 e 110 bp). Il prelievo di liquido seminale, realizzato mediante la tecnica del massaggio dorso-addominale e senza alcun contenimento farmacologico, è risul-

tato metodica semplice ed efficace per la individuazione degli individui adulti maschi e la valutazione morfologica degli spermatozoi.

Per tutti gli individui adulti (Gruppo Controllo, n=7) c'è stata concordanza tra i risultati relativi al sesso determinato mediante l'amplificazione del DNA e le peculiarità morfofunzionali riproduttive individuali.

CONCLUSIONI

La determinazione genetica del sesso nel Capovaccaio realizzata con PCR e PCR-RFLP, da DNA estratto da piuma, è risultata metodica rapida ed affidabile. La metodica per il sessaggio genetico realizzata a partire da campioni (due-tre piume), il cui prelievo non ha comportato nessun rischio per la salute dei volatili, si conferma tecnica non invasiva di scelta per la definizione del sesso nei soggetti di particolare valore protezionistico, per i quali si intende evitare lo stress anestesiologicalo e chirurgico.

La regolare estrazione del DNA, realizzata dopo conservazione dei campioni di piume a temperatura ambiente anche per oltre 1 mese, conferma che la metodica è di agile applicazione in campo e conveniente in quanto il prelievo e l'invio dei campioni, ai laboratori specializzati, possono essere effettuati, con mezzi ordinari, direttamente dal personale dei Centri di Ricerca e dei Centri di Recupero Animali Selvatici (CRAS) che intendono sviluppare programmi di conservazione integrata di specie prioritarie dell'avifauna selvatica protetta. Il prelievo di liquido seminale nel Capovaccaio, mediante la tecnica del massaggio dorso-addominale e senza alcun contenimento farmacologico, è risultata metodica semplice ed efficace per la individuazione degli individui adulti maschi e fa intravedere possibilità concrete per attività specie-specifiche di ricerca sui parametri quali-quantitativi e crioconservazione dello sperma.

I risultati del sessaggio genetico ottenuti mediante PCR, in tutti gli individui di Capovaccaio, sono risultati identici ai risultati ottenuti mediante PCR-RFPLP, con entrambi gli enzimi *HaeIII* e *Asp700*, e in piena concordanza rispetto alle caratteristiche morfofunzionali riproduttive degli individui adulti (Gruppo Controllo). Ulteriori protocolli di ricerca sono previsti per la definizione della metodica di determinazione neonatale genetica del sesso da piuma e/o membrana testacea, in funzione della possibilità di una scelta molto precoce dei riproduttori, a partire dalla prima settimana di vita, per tecniche differenziate e mirate di assistenza pediatrica. Tuttavia i risultati positivi ottenuti confermano che la metodica PCR, con primers specifici per il gene CHD, è la tecnica di elezione per la determinazione genetica del sesso del Capovaccaio nell'ambito di programmi di conservazione *ex situ*.

Summary

DNA sexing from feather samples and semen collection in Egyptian Vulture (*Neophron percnopterus*) for *ex situ* conservation programs

Egyptian Vulture (*Neophron percnopterus*) is an endangered species without sexu-

al dimorphism. In this paper we evaluated the utility of the molecular approach, for sexing immatures Egyptian Vulture (Group I, n=8), from feather samples. Firstly, using a pair of CHD primers, a PCR test showed a band in males (370 bp) and two bands of (370 and 390 bp) in females. Additionally, to confirm these results, the PCR products were digested with *HaeIII* and *Asp700* for RFLP analysis. Male PCR products showed two bands (310 and 60 bp) after digestion with *HaeIII*, and a unique band (370 bp) using *Asp700*, while all fragments obtained from females resolved into three bands using both *HaeIII* (390, 310 and 60 bp) and *Asp700* (370, 280 and 110 bp), confirming the previous PCR sex determination. Results from these two different DNA-based tests were in accordance, in all cases, with sexes checked, in genders of Egyptian Vulture (Control Group, n=7), by preliminary semen collection (males) and oviposition (females). Thus, it was found that the PCR method from feather samples alone is sufficient, reliable and without any risks for a rapid sexing in Egyptian Vulture for *ex situ* conservation programs.

BIBLIOGRAFIA

- Andreotti A. & Leonardi G. (eds.), 2009. Piano d'azione nazionale per il Capovaccaio (*Neophron percnopterus*), Quad. Cons. Natura, 30, Min. Ambiente - ISPRA.
- BirdLife International., 2004. Birds in Europe: population estimates, trends and conservation status. Cambridge,UK: BirdLife International. (BirdLife Conservation. Series N. 12).
- Birdlife International, 2009. Species Factsheet: *Neophron percnopterus*. Downloaded from <http://www.birdlife.org> on 01/09/2009.
- Ceccolini G. & Cenerini A., 2005. Techniques of release for Egyptian vultures in Italy. In: Bearded Vulture Annual Report 2005. F.C.B.V., 121-124.
- Ceccolini G., Cenerini A. & Sarà M., 2006. Il Capovaccaio, specie prossima all'estinzione?, In: Fraissinet, M. & Gariboldi, A. (eds): Salvati dall'Arca, WWF Italia, Alberto Perdisa Ed., Bologna, 351-365.
- Ceccolini G., Cenerini A., Lacalandra G.M., Aebischer A. Andreotti A., Gustin M., Bedin M., Sigismondi A., Giacoia V., Bellini F., Barberio F. & Costantini V., 2007. Tecnica dell'*hacking* e programmi di conservazione *ex situ* del Capovaccaio (*Neophron percnopterus*) in Italia: note preliminari. Atti Congresso S.I.R.A., Alghero, (V): 118-120.
- Ceccolini G. & Cenerini A., 2008 . La tecnica dell'*hacking* sulla specie Capovaccaio, il bilancio di quattro anni di attività. In: Bellini F., Cillo N., Giacoia V. & Gustin M. (eds.), L'avifauna di interesse comunitario delle gravine ioniche. Oasi LIPU Gravina di Laterza, Laterza, 30-37.
- Costantini V., Guaricci A.C., Chammem M., Seddik M.M., Lacalandra G. M., Hammadi M. & Khorchani T., 2006a. Sexage de l'Outarde Houbara par PCR sur plume. Séminaire international : Elevage et faune sauvage dans les régions arides et désertiques: Enjeux et techniques d'amélioration, Djerba (Tunisie), 33.
- Costantini V., Guaricci A.C., Conzo G., Lacalandra G.M. & Minoia P., 2006b. Sessaggio di Rapaci Diurni e Notturni mediante Pcr e Polimorfismo di Restrizione (RFLP). Atti Congresso S.I.R.A., Pisa, (IV): 129-131.
- Costantini V., Guaricci A.C., Inglese G., La Gioia G., D'Onghia T. & Lacalandra G.M., 2007. Sessaggio del Grillaio (*Falco naumanni*) mediante PCR-RFLP da piuma. Atti Congresso Nazionale S.I.R.A., Alghero, (V):124-126.
- Costantini V., Guaricci A.C., Laricchiuta P., Rausa F. & Lacalandra G.M., 2008. DNA sexing in Humboldt Penguins (*Spheniscus humboldti*) from feather samples. Animal Reproduction Science, (106): 162-167.

- Costantini V. & Lacalandra G.M., 2009. Tecniche di riproduzione assistita e programmi di conservazione *ex situ* dell'avifauna selvatica protetta. In Andreotti A. & Leonardi G. (eds.), 2009. Piano d'Azione Nazionale per il Capovaccaio *Neophron percnopterus*. Quad. Cons. Natura, Min. Ambiente - ISPRA: 103-108.
- Ferguson-Lees J. & Christie D. A., 2001. Raptors of the World. Houghton Mifflin, Boston.
- Frey H. & Walter W., 1989. The reintroduction of the bearded vulture *Gypaetus barbatus* into the Alps. In: Meyburg, B.U. & Chancellor R.D. (eds). Raptors in the Modern World, 341-44.
- Gariboldi A., Andreotti A. & Bogliani G., 2004. La conservazione degli uccelli in Italia. Strategie e azioni. Alberto Perdisa Ed., Bologna.
- Griffiths R., Double M.C., Orr K. & Dawson R.J.G., 1998. A DNA test to sex most birds. *Molec. Ecol.* (7): 1071-1075.
- Guaricci A.C., Minoia R., Lacalandra G.M. & Costantini V., 2005. Sessaggio dei volatili monomorfi mediante PCR. Atti Congresso S.I.R.A., Roma, (III): 119-122.
- Gustin M., Brambilla M. & Celada C., 2009. Valutazione dello stato di conservazione del Capovaccaio in Italia: indicazione del valore di riferimento favorevole. In Andreotti A. & Leonardi G. (eds.), 2009. Piano d'Azione Nazionale per il Capovaccaio *Neophron percnopterus*. Quad. Cons. Natura, Min. Ambiente - ISPRA: 85-93.
- Halverson, J., 1997. Nonsurgical method of avian sex identification. In: Altman, R.B., Clubb, S.L., Dorrestein, G.M. & Quesenberry, K. Avian medicine and surgery. Saunders WB Co. Philadelphia, PA.117-121.
- Inigo A., Barov B., Orhun C. & Gallo-Orsi U., 2008. Species action plan for the Egyptian Vulture *Neophron percnopterus* in the European Union. SEO/BirdLife International.
- IUCN, 1998. Guidelines for Re-introductions. Prepared by the IUCN/SSC Re-introduction Specialist Group. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
- Meyburg B.U. et al., 2004. Migrations and sojourn in Africa of Egyptian vultures tracked by satellite. *J. of Ornithol*, 145: 273-280.
- Sarà M., Greci S. & Di Vittorio M., 2009. Status of Egyptian Vulture (*Neophron percnopterus*) in Sicily. *J. of Raptor Research*, 43(1): 66-69.
- Sherrod, S. K., W. R. Heinrich, W. A. Burnham, J. H. Barclay, & T. J. Cade.1981. Hacking: A Method For Releasing Peregrine Falcons and Other Birds of Prey. The Peregrine Fund.

WHAT IS THE QUALITY STANDARD OF THE “EIA” PROCESS FOR WIND FARMS IN THE ABRUZZO REGION, CENTRAL ITALY ?

AUGUSTO DE SANCTIS⁽¹⁾, STEFANO ALLAVENA⁽²⁾ & CARLO ARTESE⁽³⁾

⁽¹⁾ WWF Abruzzo – Via D’Annunzio, 68 – 65100 Pescara (a.desanctis@wwf.it)

⁽²⁾ LIPU Abruzzo (abruzzo@lipu.it)

⁽³⁾ Stazione Ornitologica Abruzzese, C/o Museo De leone – C.da Collalto, 1 – Penne (PE)

INTRODUCTION

The Abruzzo Region, Central Italy, is hosting three National Parks, one regional park, twenty-five natural reserves; Natura2000 sites cover about 35% of its territory with five SPA and IBA and about 49% of the regional territory is under protection. In the last years a huge amount of projects for the development of industrial wind farms have been submitted to the administration of the Regional Government for approval. Environmental Impact Assessment is claimed as the tool to manage potential impact to wildlife of these projects. However, the quality of the EIA study reports and public databases on wildlife are essential to evaluate the potential impact of each wind farm plant and to mitigate consequences counterbalancing the obvious need of green power with the need to preserve rare species of birds and bats.

METHODS

At first we compiled the list of projects submitted to the administration of the Regional Government for approval as resulted from official documents published on the Abruzzo Region Bulletin website. The website reported also the status of each project (implemented, rejected, approved or under evaluation). In some cases where information were not satisfactory, further information have been collected from websites run by other bodies such as the L’Aquila Province Administration and local authorities (City Councils) or through field visits at the wind farm plants. EIA study reports have been consulted directly during the open access period for comments. Afterwards, we verified the correspondence of the EIA study reports presented by the projects’ applicants to the Regional Impact Assessment Committee with the international criteria proposed for environmental assessment of this kind of plants. Older projects did not treat the problem of impact with wildlife deeply. However, as it is only from 2003 (USFWS, 2003) that official bodies have recognized the potential of the impact for bird and bats of this kind of industrial plant, only projects presented from 2004 to 15 of October 2009 entered in the analysis. We referred to the following documents to evaluate if the quality of the reports reflected the requirements proposed by scientists and international bodies: “*Risoluzione in merito all’impatto degli impianti eolici sui Rapaci e sull’avifauna in genere*” (AA.VV., 2003) Birdlife

Int. - Bern Secretariat (2003), USFWS (2003); “*Bat Conservation International and Eurobats*” (2006), Eurobats (2008).

A EIA study report was considered as fitting international standards if fulfilling the following criteria. *Bats*: 12 months survey with winter roost searching and use of the bat-detector along all the flying period and use of radar/thermal imaging. The EIA study report was considered as partially fitting in case a bat-detector from the ground was used, without covering the entire flying period or if winter roost site were not assessed. *Cliff nesting species*: calculation of pairs in a 10km radius from the wind farm plant; *Nocturnal bird movements*: use of radar or thermal imaging; *Wintering and breeding passerines*: monitoring by repeated liner transects or point counts or mapping with standard methodologies and a proper number of points or transects; *Use of the area by other bird species* (such as Red-Billed Chough *Pyrrhocorax pyrrhocorax*): monthly observations from vantage points and transect by car (partially fitting if not covering the annual cycle).

The EIA Regional Committee prescribed post-construction monitoring activities for approved project. As these studies resulted not published after a WEB search within the WEB-site, we activated an official procedure, with an official letter on 7th of January 2009, reiterated on 10th of July 2009, in order to access the documents directly at the Regional Administrative Headquarters. Wind-farm could affect species at a regional scale. At the scope of assessing the capacity of the Regional Committee to evaluate EIA study reports and the effects on birds and bats species protected under EU Directives, with the same letters we officially requested the Regional Administration their data for the Abruzzo Region about status, distribution and trend of potentially impacted species. To evaluate the capacity of the Committee to discuss and manage a controversy between the comments to the study made by our association and that presented in a EIA study report for a plant proposed in a IBA, on 26th February 2008 we asked the Regional Committee to proceed with a cross-examination directly on the field to verify the effective presence of the Red Kite *Milvus milvus* as we reported.

RESULTS

Fifty-one projects were proposed between 1994 and 15 October 2009 with a steep increase in the latter two years (Fig.1). Throughout 15 years 726 aero generators

	Power	N. plants	Aerogenerators
IBA	146,84 (81%) Mean 9.78 (range 1.2-24)	15 out of 18 (83%)	207 out of 248 (83%) Mean 13.8 (range 10-34)
Protected areas	35.1 (19,3%) Mean 8.77 (range 1.2-24)	4 out of 18 (22%)	23 out of 248 (9%) Mean 5.75 (range 1-22)

Tab. 1. Basic statistics for wind-farms just operating in respect with IBAs and Protected Areas.

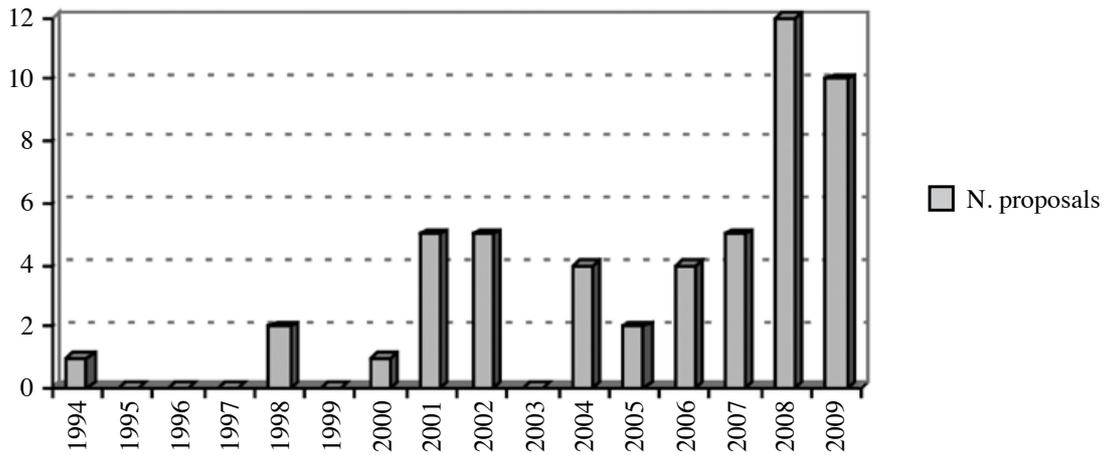


Fig. 1. Trend of wind-farm proposed in the Abruzzo region (2009 till 15 of October).

were proposed, accounting for a total power of 883.9 MW. Most of these projects and their EIA study reports were already under the evaluation. About one hundred aero generators were approved but those were just not operating (Fig. 2). In October 2009, eighteen plants were already operating accounting for 248 towers and a power of 181.5 MW. The number of towers per plant decreased along the years ($r=-0.37$, $p<0.05$) while the power of the plants increased ($r=0.28$, $p<0.05$, Fig. 3). Table 1 showed that most of the operating plants were inside IBAs while only 4 were inside protected areas. Moreover, if in the protected areas a lot of project were rejected (Fig. 4) the opposite figure appears for IBAs where new projects are still proposed (Fig. 5).

Thirty-seven out of the 51 proposals were evaluated for harmony with international

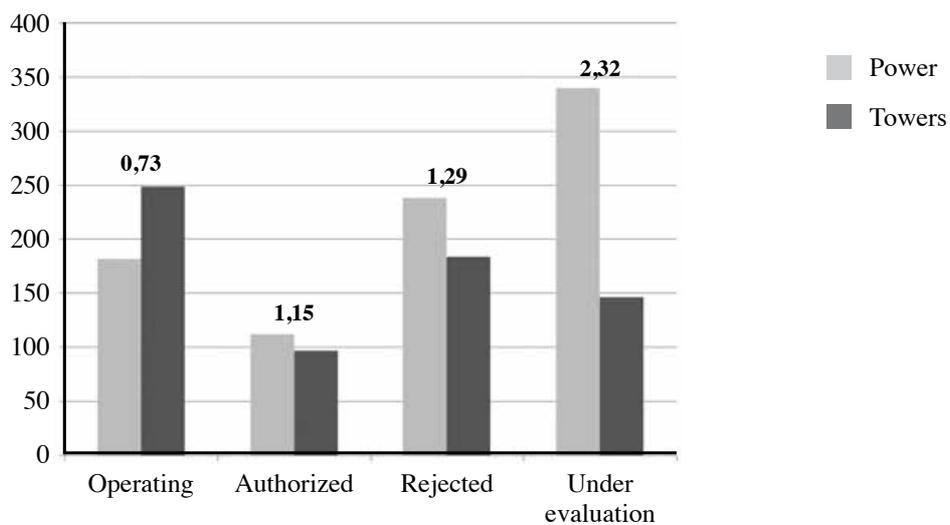


Fig. 2. Status of the 51 proposed wind farms. Numbers on top of bars represented mean power of the aerogenerators in that category.

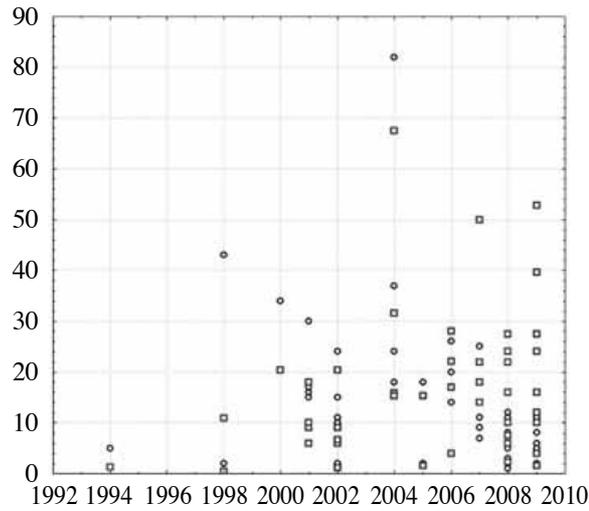


Fig. 3. Trend of the wind-farm size in terms of power and n. of aerogenerators.

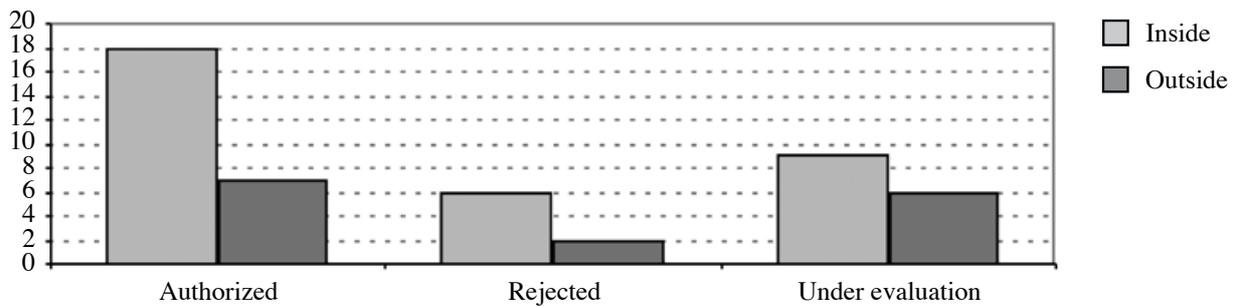


Fig. 4. Status of the projects in respect of Protected Areas.

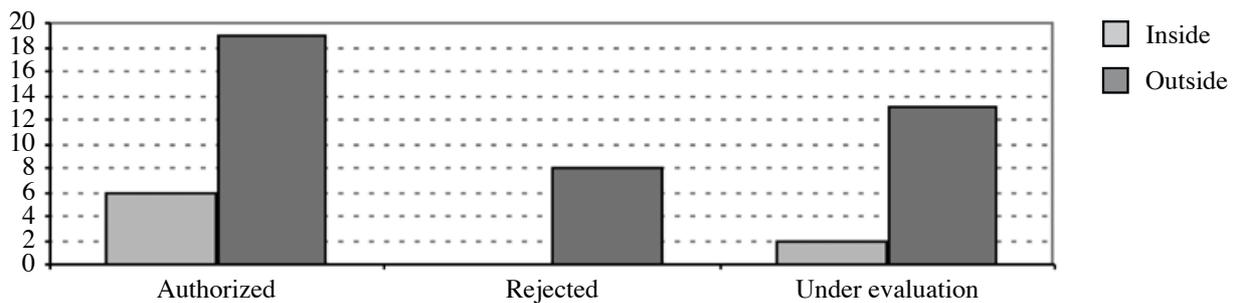


Fig. 5. Status of the projects in respect of IBAs.

standard. No one of them resulted in compliance with international standards. For bats, only 3 EIA study reports were partially congruent (8%), the others being completely deficient. Regarding birds, no one of the EAI study reports monitored the presence of cliff nesting species nor the presence of nocturnal birds of prey and migrants. Moreover no report adopted surveys with a proper number of point counts

or transects and only 5 (13%) reported observation data from vantage points without covering the annual cycle. Because these reports did not clarify basic information such as effort, duration etc , as a consequence were considered only partially in compliance with international standard. Three of them concerned also the work on the field but no one of the studies covered the entire annual cycle. It was not possible to evaluate post-construction reports prescribed by the EIA Regional Committee because no answer was provided upon our requests. It was not possible to evaluate the quality of the data held by the Regional Government because their offices did not answer our requests. Finally, our request of direct cross-examination on the field was not accepted and the plant was eventually approved in the IBA.

DISCUSSION

The Abruzzo Region is a key area for the conservation of rare birds (e.g. Red Kite, Lanner *Falco biarmicus*; reintroduced Griffon Vulture *Gyps fulvus*) and bats (e.g. Greater mouse-eared bat *Myotis myotis*) species which could be severely affected by the development of wind power industrial plants both for added mortality caused by collision and for habitat loss. A high percentage of regional territory is designed as IBA and it should be prescribed that in this area wind farm should be forbidden or otherwise severely controlled under strict standards for minimizing negative impacts on wildlife. The present study demonstrates that the opposite was happening. Despite the warnings launched by researchers and international bodies, no one of the proposed projects fulfilled the international standards requested for EIA study reports for any of the categories considered (bats; cliff nesting species etc). Our analysis was restricted to projects submitted from 2004 onward but it is important to note that also the older projects did not treated sufficiently the impact with wildlife. No one of the projects presented data on nocturnal bird migration monitoring with radar or thermal imaging in spite of the importance of the Italian Peninsula for these migrants species. In 2005 the environmental associations proposed to the Regional Administration a document with strict criteria derived from international literature to prepare the EIA study report. Unfortunately, the Regional Administration approved in 2007 its own guidelines without describing in details the methods to be used on the field by consultants, giving only very generic criteria, such as the one of monitoring birds for one year per plants, proposed inside IBAs. It is noteworthy that IBAs area not considered as an obstacle for wind-farm development in respect to just gazetted protected areas (fig.4 and fig.5) but from an ornithological and conservation point of view this “*administrative*” differences have no sense. Despite this document fortunately forbids wind farm development in area used by the Brown Bear *Ursus arctos*, no measures were undertaken to preserve other species such as the Lanner which has the same level of protection under the EU Directives. The remark presented by environmental associations and ornithologists about excluding wind farm development in a 5 km radius around the 15 Lanner nesting cliff located in the Abruzzo region was not considered. As a consequence, the quality of the EIA study reports

did not improve in the last two years. For example, EIA studies reports based on data gathered from 3-point-calculation (and their statistics!) or with “standardised” sentences without any scientific sense (e.g. there is no problems of impact because “*the migrating birds follow the geostrophical quota*” or “*bats avoid towers thank to their perception skills*”) are still present. This happened for projects of 16-24 MW which involved investments for about 30 million Euros. The absence of skilled ornithologists and chiropterologists inside the EIA regional committee and among the administrations’ evaluators is one of the key negative factors which prevents the enforcement of scientific-based choice. Our study suggests that it is urgent to adopt clear and rigorous methodologies for EIA study reports at national and EU level such as that developed by Eurobats Secretariat in 2008. Finally, EU and national authorities should request to regional authorities to adopt these guidelines to standardize the quality of EIA among European countries.

Riassunto

Quale è lo standard per gli studi ambientali sull’eolico ? Il caso dell’Abruzzo

Il territorio abruzzese è sottoposto a vincolo di tipo ambientale per circa il 49%, con 5 IBA e ZPS. Negli ultimi 15 anni sono stati proposti 51 impianti eolici con 726 torri per oltre 800 MW, di cui 18 con 248 aerogeneratori sono già produttivi. In Abruzzo le associazioni hanno proposto nel 2005 alla Regione e alle aziende delle linee guida per gli studi di impatto ambientale, basate su questi standard internazionali. Il presente studio ha classificato gli studi di impatto ambientale SIA dei 37 progetti presentati dal 2004 al 15 ottobre 2009 alla Regione Abruzzo in tre categorie - congruente, parzialmente congruente e incongruente - in base alla corrispondenza con gli indicatori di qualità consigliati a livello internazionale per quanto riguarda il monitoraggio di chiroterri, migratori notturni, passeriformi svernanti e nidificanti e uso dell’area da parte delle specie. Tutti gli studi sono risultati “incongruenti” con gli standard internazionali per almeno una categoria. In particolare nessuno studio ha presentato dati sull’attività di volo notturna degli uccelli. Nessuno studio di monitoraggio post-operam è disponibile nonostante siano già attivi sul territorio regionale circa 250 aerogeneratori, molti dei quali all’interno di IBA e ZPS.

REFERENCES

- AA.VV. 2003. Risoluzione in merito all’impatto degli impianti *eolici* sui *Rapaci* e sull’avifauna in genere. Atti I Convegno Italiano Rapaci Diurni e Nottturni. Preganziol (TV). Avocetta, 27 (1): 150.
- Bern Secretariat, 2003. Windfarm and Birds: An Analysis of the effects of windfarms on birds, and guidance on environmental assessment criteria and site selection issue. Pp.1-58.
- Eurobats, 2006. Wind turbines and bats: guidelines for the planning process and impact assessment. Annex 1 To resolution 5.6, Pp. 2-25.
- Eurobats, 2008. Guidelines for consideration of bats in *wind* farm projects. *EUROBATS*. Publication Series No. 3 (English version). UNEP/*EUROBATS* Secretariat, Bonn.
- USFWS, 2003. Service interim guidance on avoiding and minimizing wildlife impacts from wind turbines. Pp.1-55.

IL GRIFONE *Gyps fulvus* NELL'APPENNINO CENTRALE: STATUS REPORT 1994-2009

GIOVANNI POTENA ⁽¹⁾, MARCO PANELLA ⁽²⁾, LUCIANO SAMMARONE ⁽³⁾, TIZIANA ALTEA ⁽⁴⁾,
MARIO SPINETTI ⁽⁵⁾, GIANCARLO OPRAMOLLA ⁽⁵⁾ & MARIO POSILLICO ⁽⁴⁾

⁽¹⁾ *Corpo Forestale dello Stato, Comando Provinciale di Isernia (cp.isernia@corpoforestale.it)*

⁽²⁾ *Corpo Forestale dello Stato, Ispettorato Generale, Ufficio Biodiversità – Via Carducci, 5
00187 Roma (m.panella@corpoforestale.it)*

⁽³⁾ *Corpo Forestale dello Stato, Coordinamento Territoriale per l'Ambiente del Parco Nazionale
d'Abruzzo, Lazio e Molise – 67030 Civitella Alfedena, AQ (l.sanmarone@corpoforestale.it)*

⁽⁴⁾ *Corpo Forestale dello Stato, Ufficio Territoriale per la Biodiversità, Centro Ricerche Ambienti
Montani – Via Sangro, 45 – 67031 Castel di Sangro (AQ) (utb.casteldisangro@corpoforestale.it)*

⁽⁵⁾ *Corpo Forestale dello Stato, UTB Castel di Sangro, Ufficio Lavori e Studi Riserva Naturale
Orientata Monte Velino – Via Pascolano, 4 – 67062 Magliano de'Marsi (AQ)
(rnomontevelino@fastwebmail.it)*

INTRODUZIONE

Il Grifone è classificato in Italia come una specie in pericolo di estinzione (Calvario et al., 1999) ed era presente in Italia con una consistenza, al 2005, di quasi 400 individui e circa 80 coppie nidificanti (Genero, 2006). Solo in Sardegna e nelle Alpi orientali le popolazioni sono in parte “native”. In Sicilia il Grifone si è estinto negli anni 60' (Priolo, 1967), e nell'Appennino, le ultime testimonianze risalgono al XVI secolo (Pandolfi & Zanazzo, 1993). Attualmente il Grifone è presente oltre che in Sardegna e sulle Alpi orientali, in Sicilia (Madonie-Nebrodi) (Lo Valvo & Scalisi, 2004), sul Pollino e nella Marsica Fucense. In quest'area il Corpo Forestale dello Stato (CFS) ha svolto un'operazione di reintroduzione dal 1994 al 2002.

Lo scopo di questo lavoro è sintetizzare il monitoraggio del Grifone condotto dal CFS aggiornando il quadro sulla riproduzione e mortalità di questo avvoltoio nell'Appennino centrale.

AREA DI STUDIO

L'area principale di immissione del Grifone è stata la RNO Monte Velino, nel massiccio del Velino-Sirente, ritenuta idonea dal punto di vista dell'habitat (Allavena, 2004; Allavena & Panella, 2000) e del regime di tutela. L'area di presenza costante del Grifone è ampia circa 4.000 km² (distanza media delle segnalazioni dal carnaio: 35 km) ed è eterogenea per clima, geomorfologia, vegetazione e tipo di zootecnia. L'area è caratterizzata da dorsali montuose con quote comprese tra 600 e 2.400 m s.l.m., variamente ricoperte da vegetazione forestale. Nel territorio di circa 100 comuni potenzialmente nel raggio d'azione delle colonie dal V censimento dell'agricoltura ISTAT del 2000 risultavano presenti circa 300.000 capi di bestiame: 17% bovini, 79% capre e pecore e 4% equini.

MATERIALI E METODI

Il monitoraggio della riproduzione è stato svolto dal 1994 al 2009 attraverso l'osservazione delle coppie nei 4 siti di riproduzione tra gennaio e agosto. Per ogni anno e colonia sono stati stimati il successo riproduttivo (n. pulli involati/coppie in cova) e il tasso d'involto (n. pulli involati/n. pulli nati) (De la Puente, 2006). La mortalità è stata valutata dal numero di decessi accertati ed è quindi una sottostima della mortalità reale. Le cause di mortalità sono state desunte dai referti necroscopici dell'Istituto Zooprofilattico Sperimentale dell'Abruzzo e Molise. Per valutare le relazioni tra le variabili demografiche sono stati utilizzati l'analisi di correlazione per ranghi di Spearman e l'ANOVA non parametrica di Kruskal-Wallis, con il programma STATISTICA 8.

RISULTATI

Su 100 Grifoni immessi in voliera (quasi tutti provenienti dalla Spagna) 93 sono stati liberati: 60 sul Monte Velino (1994-2002) e 33 sul Monte Genzana (2001-2002) (Tab. 1). Dopo pochi mesi i Grifoni del Genzana si sono aggregati a quelli presenti nell'area del Velino.

La prima riproduzione è avvenuta sulle pareti del Murolungo nel 1997 (Tab. 1). Successivamente i Grifoni hanno nidificato sulle pendici meridionali della Magnola dal 1999, sul M.te Arunzo dal 2000 e M.te Arezzo dal 2007.

Il numero medio annuo di coppie nidificanti/colonia è variato da 8,4 (DS: 4,7) (M.te Arunzo) a 3,5 (DS: 1,5) (Magnola). Il n. coppie totali e il n. coppie/colonia è aumentato nel tempo ($r_{s \text{ Murolungo}} = 0,97$; $r_{s \text{ Arunzo}} = 0,88$; $r_{s \text{ Totali}} = 0,95$, $p \leq 0,001$), tranne nel caso della Magnola, in cui però fino al 2004 nidificava un numero di coppie simile a quello delle colonie più numerose (Fig. 1). Il numero medio di coppie in cova è pari a 16,7 ($\pm 11,5$) ma analizzando i dati per il periodo 1997-2002 e 2003-2009, il numero medio annuo di coppie in cova va da 5,7 ($\pm 4,4$) a 26,1 ($\pm 4,6$). Il successo riproduttivo e il tasso di involto hanno subito un decremento dal 2005, variando da 0,2 a 1 ($\bar{x} = 0,88 \pm 0,23$) e da 0,71 a 1 ($\bar{x} = 0,97 \pm 0,08$), rispettivamente. Questi valori non sono significativamente diversi tra le colonie (succ. riprod.: $\chi^2 = 2,1$; $p > 0,5$; tasso inv.: $\chi^2 = 1,8$; $p > 0,5$; g.d.l. = 3).

Dal 1997 al 2009 si sono involati 173 *pulli*, con un massimo (67) nella colonia di Murolungo. In media si sono involati 13,3 *pulli*/anno ($\pm 9,3$) e gli involti sono aumentati significativamente negli anni ($r_s = 0,67$; $p = 0,01$). Il numero medio di pulli involati non è significativamente diverso tra le colonie ($\chi^2 = 4,2$; $p > 0,1$; g.d.l. = 3). Dal '97 al 2004 non sono stati registrati abbandoni della nidificazione, rilevati invece dal 2005 in poi. A fronte della tendenza positiva del successo riproduttivo, nel 2009 è stato invece registrato un involto di 5 pulli su 30 coppie in cova (Tab. 1).

Per quanto riguarda la mortalità tra il 1994 e il 2009 sono stati rinvenuti 55 Grifoni morti, in media 3,4 individui/anno (DS $\pm 5,9$; 0-24). Le cause di morte più comuni sono state l'avvelenamento (58%), l'elettrocuzione (7%) e il 30% per cause non

Anno	Immessi in voliera	N. reintrodotti	N. morti	N. coppie in cova	N. pulli nati	N. pulli involuti	N. colonie	Successo riproduttivo	Tasso di involo
1993	26								
1994	10	6	1						
1995	28	15	3						
1996		10	0						
1997		26 ^(a)	0	2	2	2	1	1	1
1998		0	8	1	1	1	1	1	1
1999	1	0 ^(b)	2	4	4	4	2	1	1
2000	17	0	1	7	7	7	3	1	1
2001	18	16 ^(c)	0	7	7	7	3	1	1
2002		20 ^(d)	2	13	13	13	3	1	1
2003		0	1	21	21	21	3	1	1
2004		0	1	26	26	26	3	1	1
2005		0	1	23	22	22	3	0,96	1
2006		0	4	19	18	18	3	0,86	1
2007		0	24	26	22	22	4	0,73	1
2008		0	1	32	27	25	4	0,78	0,93
2009		0	6	30	7	5	4	0,17	0,71
Totale	100	93^(e)	55	217	177	173	4		
Media			3,4	16,7	13,6	13,3		0,88	0,97
(±DS)			(5,9)	(11,5)	(9,4)	(9,3)		(0,2)	(0,08)

^(a) Un individuo è stato ricatturato pochi giorni dopo la liberazione e non è stato più liberato; ^(b) liberati 2 grifoni ricatturati, di cui uno per la terza volta; ^(c) liberati nell'area del Monte Genzana; ^(d) 17 liberati nell'area del Monte Genzana e 3 nella RNO Monte Velino; ^(e) 5 Grifoni uccisi in voliera; 2 non sono stati liberati perché incapaci di volare.

Tab. 1. Immissioni di Grifoni in natura e riproduzione dal 1994 al 2009 nell'Appennino centrale.

accertate. Nel 1998 e nel 2007 la mortalità è stata superiore alla media a causa di due episodi di avvelenamento di carcasse di animali domestici, con una perdita di 32 uccelli: 8 sui Monti Simbruini e 24 nella Marsica Fucense. La mortalità non ha un andamento temporale definito (Tab. 1) e non è correlata con gli altri parametri di popolazione. Per 22 eventi di mortalità è stata determinata la classe d'età dei soggetti. Gli adulti rappresentano il 50% dei Grifoni morti e la frequenza delle cause di mortalità non è diversa tra adulti e immaturi.

CONCLUSIONI

Successo riproduttivo e tasso di involo sono simili o superiori a quelli di altre popolazioni europee, sia autoctone e stabili (Parra & Telleria, 2004; Xirouchakis & Mylonas, 2005) sia reintrodotte e in crescita (Terrasse, 2006; LPO, 2009). L'aumento significativo del numero di coppie in cova e degli involi sembrerebbe indicare che il nucleo dell'Appennino centrale sia stabilmente insediato e potenzialmente in grado di espandersi. Risulta in controtendenza l'andamento del 2009 con 23 abbandoni

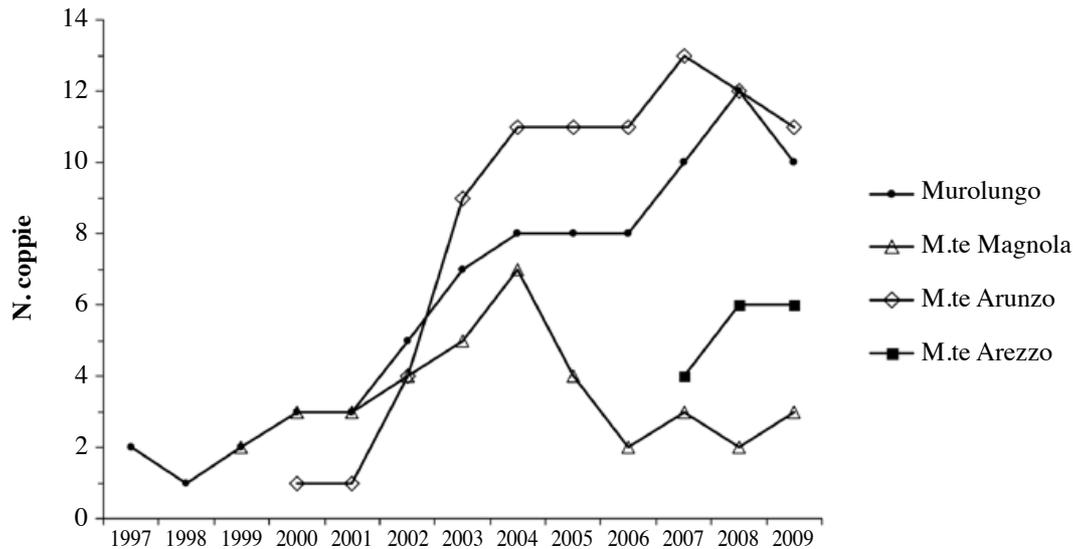


Fig. 2. Andamento del numero di coppie di Grifoni in cova dal 1997 al 2009 nell'Appennino centrale nelle 4 colonie riproduttive.

della cova prima e 2 dopo la schiusa delle uova. E' in corso l'analisi dei dati meteorologici e dei fattori trofici volti alla verifica di eventuali correlazioni significative con tali fallimenti.

I dati sulla mortalità post-riproduttiva si fondano su stime minime e, derivando da ritrovamenti incidentali, possono essere distorti e quindi da interpretare con cautela. Il numero di decessi la cui causa è rimasta ignota sottolinea la necessità di un protocollo che definisca i metodi di gestione delle carcasse e relative analisi.

I Grifoni immessi in natura hanno beneficiato di un punto di alimentazione rifornito con carcasse (soprattutto di pecora), poco distante dalla voliera di acclimatazione. Il carnaio è stato integrato saltuariamente con altre carcasse di ungulati domestici (bovini, equini) e selvatici (cervi, cinghiali, caprioli). È generalmente ritenuto che l'alimentazione suppletiva sia uno strumento gestionale imprescindibile per il mantenimento di colonie vitali di avvoltoi almeno nell'Europa sud-occidentale (Piper, 2006; Slotta-Bachmayr et al., 2004). Sono stati però ipotizzati effetti negativi sulla cooperazione tra gli individui nella ricerca delle carcasse imputabili ad una gestione dell'alimentazione suppletiva con un unico punto di rifornimento (Deygout et al., 2009). Nell'area di reintroduzione, il V censimento ISTAT dell'agricoltura del 2000 indica una densità media di ungulati domestici di 3 equini/km², 44 capre-pecore/km², bovini pari a 10/km² in 119 comuni. L'allevamento estensivo praticato nell'Appennino centrale rende disponibile per i Grifoni una considerevole fonte trofica. Sono in programma indagini per valutare le potenzialità trofiche per il Grifone.

L'elevata percentuale degli avvelenamenti tra le cause di morte è un elemento cruciale per la conservazione della popolazione. Inoltre, la sovrapposizione dell'area di presenza stabile del Grifone con diversi impianti eolici esistenti e in progettazione rappresenta una minaccia rilevante. Le conseguenze negative degli impianti eolici

sulla mortalità del Grifone e di altre specie di rapaci sono ampiamente riconosciute (Barrios & Rodriguez, 2004; Carrete et al., 2009; Tellería, 2009). Leukona (2001) riporta una mortalità minima di 8 grifoni/turbina/anno in un impianto eolico in Navarra. Leukona & Ursua (2007) sottolineano come nella stessa regione il Grifone rappresenti il 63% degli uccelli morti per collisione con le turbine.

Come per numerose altre specie longeve e con ampi areali, la conservazione del Grifone è un processo che richiede il coordinamento delle amministrazioni nella gestione del territorio e l'acquisizione di informazioni che ne definiscano le necessità vitali. Oltre alle attività di ricerca suggerite, auspichiamo una larga intesa trasversale che permetta un'applicazione concreta delle informazioni acquisite.

Ringraziamenti. Si ringrazia il Governo Spagnolo e le Regioni Autonome di Aragona, Catalunya, Castilla La Mancha, Madrid, Andalusia ed Extremadura. Un ringraziamento a: Stefano Allavena e a tutta l'Associazione ALTURA, al personale del Comando Stazione Forestale di Magliano dei Marsi bis, A. Pascazi e R. Bartolo dell'Ufficio Lavori e Studi della RNO Monte Velino, al personale dell'UTB di Castel di Sangro e tutto il personale del CFS che ha partecipato al progetto. Grazie anche a Paola Morini (Parco Regionale Sirente Velino) e Carlo Artese (Parco Nazionale Gran Sasso e Monti della Laga) per aver condiviso alcune informazioni.

Summary

The Eurasian Griffon Vulture *Gyps fulvus* in the Apennines: 1994-2009 status report

Griffon Vulture's presence in Italy is mainly due to reintroduction and restocking in the Alps, Apennines and main isles. Presumably present in the Apennines until XVI-XVII centuries, 93 individuals have been released there from 1994 to 2002 by the Forest Service. Around the main release site 4 reproductive colonies have been established, with reproduction occurring 3 years after release. Yearly mean number of nesting pairs was 5.7 during the releasing period, and significantly increased to 26.1 during 2003-2009. Average yearly number of fledglings is 13.3 (\pm 9.3). The number of fledged nestlings/colony increased significantly but for one site. Known yearly mortality averaged 3.4 birds (\pm 5.9) peaking in 2007 (24 deaths). We therefore argue that basic information should be collected in order to provide appropriate conservation scenarios thus allowing a correct management of such population. Survival rate, mortality, its main causes and the degree to which vultures are depending on, or use, supplemental food vs. natural resources should be the primary research focus. Attention should be also paid to enforcing an effective cooperation among agencies responsible for land and wildlife management, as well as to other important threats like scheduled increase in wind farms.

BIBLIOGRAFIA

- Allavena S., 2004. La reintroduzione del Grifone (*Gyps fulvus*) nell'Appennino centrale. Atti del I

- Convegno “Il Grifone in Italia”, 26 gennaio 2003, Parco Natura Viva, Bussolengo (VR).
- Allavena S. & Panella M., 2000. La reintroduzione del Grifone (*Gyps fulvus*) nella Riserva Naturale Orientata Monte Velino. *Alula*, VI (1-2): 10-19.
 - Barrios L. & Rodriguez A., 2004. Behavioural and environmental correlates of soaring bird mortality at on shore wind turbines. *Journal of Applied Ecology* 41: 72-81.
 - Calvario E., Gustin M., Sarrocco S., Gallo-Orsi U., Bulgarini F. & Fraticelli F., 1999. Nuova Lista Rossa degli uccelli nidificanti in Italia. *Rivista italiana di Ornitologia* 69: 3-43.
 - Carrete M., Sanchez-Zapata J. A., Benitez J. R., Lobon M. & Donazar J. A., 2009. Large scale risk-assessment of wind-farms on population viability of a globally endangered long-lived raptor. *Biological Conservation* 142: 2954-2961.
 - De La Puente J., 2006. Effect of monitoring frequency and timing on estimates of abundance and productivity of colonial black vultures *Aegypius monachus* in central Spain. Pp. 31-40 *in*: Houston D. C. & Piper S. E. (eds). *Proceedings of the International Conference on Conservation and Management of Vulture Populations*. 14-16 November 2005. Thessaloniki, Greece.
 - Deygout C., Gault A., Sarrazin F. & Bessa-Gomes C., 2009. Modeling the impact of feeding stations on vulture scavenging service efficiency. *Ecological Modelling*, 220: 1826-1835.
 - Genero F., 2006. Status of the Eurasian Griffon Vulture *Gyps fulvus* in Italy in 2005. Pp. 108-115 *in* Houston D. C. & Piper S. E. (eds). *Proceedings of the International Conference on Conservation and Management of Vulture Populations*. 14-16 November 2005. Thessaloniki, Greece.
 - Leukona J. M., 2001. Use del espacio por la avifauna y controllo de la mortalidad de aves en los parques eolicos de Navarra. Gobierno de Navarra, Pamplona.
 - Leukona J. M. & Ursua C., 2007. Avian mortality in wind power plants of Navarra (Northern Spain). Pp. 177-192 *in* De Lucas M., Janss G. F. E. & Ferrer M. (ed.s) *Birds and wind farms. Risk Assessment and Mitigation*. Quercus, Madrid.
 - Lo Valvo M. & Scalisi M., 2004. Primi risultati della reintroduzione del grifone nei Parchi delle Madonne e dei Nebrodi (Sicilia). *Naturalista Siciliano*, S. IV, XXVIII: 605-613.
 - LPO, Ligue pour la Protection des Oiseaux. <http://vautours.lpo.fr/populations/populations.html>, consultato il 25 novembre 2009.
 - Pandolfi M. & Zanazzo G., 1993. Una avifauna dell’Appennino centrale nel ‘500: il trattatello “Cognitione degl’uccelli et animali pertinenti al’aere” e le lettere di Costanzo Felici da Piobbico ad Ulisse Aldrovandi. *Biogeographia* XVII: 509-530.
 - Piper S. E., 2006. Supplementary feeding programmes: how necessary are they for the maintenance of numerous and healthy vultures populations? Pp. 41-50 *in* D. C. Houston & Piper S. E. (eds) *Proceedings of the International Conference on Conservation and Management of Vulture Populations*. 14-16 November 2005, Thessaloniki, Greece. Natural History Museum of Crete & WWF Greece. 176 pp.
 - Priolo A., 1967. Distrutti i grifoni delle Caronie? *Rivista Italiana di Ornitologia* 37: 7-11.
 - Slotta-Bachmayr L., Bögel R. & Camina Cardenal A., 2004. The Eurasian Griffon Vulture (*Gyps fulvus*) in Europe and Mediterranean. Status and Action plan. EGVWG.
 - Tellería J. L., 2009. Overlap between wind power plants and griffon vultures in Spain. *Bird Study* 56: 268-271.
 - Terrasse M., 2006. Long term reintroduction projects of griffon *Gyps fulvus* and black vultures *Aegypius monachus* in France. Pp: 98-107 *in* D. C. Houston & S. E. Piper (eds) *Proceedings of the International Conference on Conservation and Management of Vulture Populations*. 14-16 November 2005, Thessaloniki, Greece. Natural History Museum of Crete & WWF Greece. 176 pp.
 - Xirouchakis S. M., & Mylonas M., 2005. Status and structure of the griffon vulture population in Crete. *European Journal of Wildlife Research* 51: 223-231.

VALUTAZIONE DI IDONEITÀ ECOLOGICA PER LA REALIZZAZIONE DI IMPIANTI EOLICI INDUSTRIALI IN ITALIA

CORRADO TEOFILI, STEFANO PETRELLA & MASSIMILIANO VARRIALE

WWF Italia ONLUS – Via Po, 25/c – 00198 Roma (c.teofili@wwf.it)

INTRODUZIONE

L'impatto esercitato dagli impianti industriali di produzione di energia eolica - a breve, medio e lungo termine - nei confronti di habitat, biocenosi e numerose specie animali (in particolare Uccelli e Chiropteri) è stato approfonditamente studiato da diversi Autori (Anderson et al., 1999; BirdLife, 2002; Horn et al., 2004; Desholm, 2006). Il WWF Italia, allo scopo di proporre delle linee guida volte a mitigare i maggiori impatti sulla biodiversità derivanti dalla realizzazione di impianti eolici industriali, ha esaminato l'idoneità del territorio italiano ad ospitare varie tipologie di impianti eolici.

Il presente lavoro vuole fornire una prima indicazione delle aree del territorio nazionale idonee ad ospitare diverse tipologie di impianti eolici; esso tuttavia non rappresenta uno strumento sufficiente alla individuazione puntuale dei siti di reperimento per gli impianti stessi. Lo studio inoltre non prende in esame gli impatti di tipo paesaggistico, già trattati nelle apposite linee guida realizzate dal MiBAC (MiBAC, 2007).

AREA DI STUDIO

La realizzazione di impianti eolici in Italia in questi ultimi anni ha subito un forte incremento motivato da necessità di tipo energetico e di contenimento delle emissioni inquinanti in atmosfera. A fronte del massiccio proliferare di impianti in pressoché tutte le regioni italiane, il WWF Italia ha elaborato, sull'intero territorio nazionale, uno strumento in grado di apprezzare l'idoneità del territorio a supportare impianti eolici industriali di differente potenza. La valutazione di idoneità si basa esclusivamente sul valore ambientale del territorio nazionale ed esula da altre considerazioni contingenti o di valore economico relative alla costruzione degli impianti.

MATERIALI E METODI

Il lavoro di analisi territoriale è stato svolto essenzialmente in ambiente GIS, utilizzando il software ESRI ArcView 3.2. I layers utilizzati sono stati:

- confini nazionali ufficiali alla scala 1:250.000;
- reticolo IGM con maglie di 10 km per lato;
- Rete Natura 2000;
- aree prioritarie per la conservazione della biodiversità individuate tramite il pro-

cesso di Conservazione Ecoregionale promosso dal WWF Italia (Bulgarini et al., 2006; WWF Italia, 2006);

- Important Bird Areas (IBA);
- Elenco Ufficiale delle Aree Protette (EUAP);
- siti Ramsar;
- zone umide costiere;
- Siti di Importanza Comunitaria (SIC) contenenti tipi di habitat considerati a minaccia “Alta” e “Medio-alta” (Petrella et al., 2005).

Per definire i criteri di idoneità ambientale ai fini dell’installazione di impianti eolici, il fattore di impatto al quale si è attribuita la maggiore importanza è stato il valore della potenza installata (MW), partendo dalla considerazione che impianti di maggiore potenza (maggiore numero di turbine eoliche) hanno un impatto proporzionalmente maggiore rispetto agli impianti più piccoli. Si è quindi stabilito di suddividere il territorio nazionale in 3 diversi livelli di idoneità:

- livello “0”: aree non idonee ad ospitare impianti eolici di tipo industriale (> 1 MW);
- livello “1”: aree idonee ad ospitare impianti di media potenza (1-30 MW), ma non idonee ad ospitare impianti di grande potenza (> 30 MW);
- livello “2”: aree idonee ad ospitare impianti di grande potenza (> 30 MW).

Nel livello “0” ricadono le porzioni di territorio nazionale nelle quali sono presenti una o più delle seguenti tipologie:

- Zone a Protezione Speciale (ZPS);
- Important Bird Areas (IBA);
- Riserve Naturali statali e regionali;
- siti Ramsar;
- zone umide costiere;
- Siti di Importanza Comunitaria (SIC) contenenti tipi di habitat considerati a minaccia “Alta” e “Medio-alta”;

Nel livello “1” ricadono le porzioni di territorio nazionale nelle quali sono presenti una o più delle seguenti tipologie:

- Siti di Importanza Comunitaria (SIC) non considerati nella precedente categoria;
- Aree protette non considerate nella precedente categoria;
- Aree Prioritarie Ecoregione Alpi e Ecoregione Mediterraneo Centrale, elaborate nell’ambito del processo di Conservazione Ecoregionale dal WWF Italia.

Nel livello “2” sono comprese tutte le aree geografiche del territorio italiano non comprese nelle precedenti categorie.

Come risulta anche da studi condotti su scala nazionale ed internazionale (ad es. APER, 2005), ai fini degli impatti e della valutazione delle interferenze assume particolare rilevanza la densità di impianti presenti sul territorio e, di conseguenza, la distanza minima richiesta fra i diversi impianti affinché non siano innescati effetti sinergici di disturbo, difficilmente valutabili sia in fase progettuale sia durante l’esercizio (“effetto sommatoria”).

L'individuazione della distanza minima tra impianti, tale da annullare l'"effetto sommatoria", costituisce un problema di non facile soluzione, poiché essa può essere influenzata da numerosi fattori esterni quali l'eterogeneità ambientale, geografica, ecologica, infrastrutturale, ecc. Inoltre specie diverse con differente ecologia e modalità comportamentali, possono essere più o meno sensibili alla densità geografica degli impianti. Per tale motivo, risulta difficile reperire indicazioni precise e univoche su base bibliografica, anche in contesti ecologici ed ambientali diversi da quelli europei o mediterranei.

Nel presente lavoro viene adottata una distanza di almeno 10 km lineari fra i diversi impianti come valore sufficientemente prudenziale.

Considerato che i campi eolici possono estendersi su superfici piuttosto ampie, la misura va intesa come distanza minima fra i due aerogeneratori più vicini. Tale misura deve inoltre trascurare la tipologia degli impianti basata sulla potenza installata. Ai fini della determinazione della densità degli impianti sul territorio italiano tale da rendere trascurabile l'"effetto sommatoria", è stato necessario individuare l'unità minima di base rispetto alla quale definire le caratteristiche di idoneità del territorio. Alla rappresentazione del territorio italiano suddiviso nei livelli di idoneità "0", "1" e "2" è stato sovrapposto il reticolo IGM alla scala 1:25.000 (Tavolette IGMI serie 25/V). Tale reticolo è costituito da celle quadrate di 10 km di lato per un totale di 3.545 celle, a copertura dell'intero territorio italiano.

Considerato che l'impatto degli impianti eolici è determinato in larga misura dal numero degli aero-generatori installati, risulta necessario stabilire anche il numero massimo di turbine eoliche compatibile con la potenziale realizzazione di un campo eolico. Tale considerazione è valida in particolare per le aree compatibili con l'installazione di impianti di media potenza (fino a 30 MW). In queste aree il numero di aerogeneratori deve essere fissato in un massimo di 20 per 100 km². Questo equivale a dire che la massima potenza installabile (30 MW) è realizzabile con un impianto costituito da 20 aerogeneratori di potenza unitaria pari a 1,5 MW. Nel caso l'impianto prevedesse l'installazione di pale di minor potenza, automaticamente sarebbe ridotto anche il valore massimo di potenza installata per unità di superficie.

Dalla sovrapposizione del reticolo IGM sulla mappa del territorio nazionale suddivisa nei tre livelli di idoneità, è stato possibile calcolare in ciascuna cella 10x10 km del reticolo IGM, la superficie relativa di territorio attribuito a ciascuno dei tre livelli di idoneità. Successivamente ad ogni singola cella del reticolo IGM è stato attribuito il valore di idoneità risultato prevalente.

In una cella del reticolo IGM possono essere rappresentati uno solo, due o tutti e tre i livelli di idoneità, ognuno con una propria estensione superficiale, ad esempio: "0" = 25 km², "1" = 45 km² e "2" = 30 km². Nell'esempio, la superficie maggiore, 45 km², corrisponde alla categoria "1" - aree idonee ad ospitare impianti di media potenza (1-30 MW), ma non idonee ad ospitare impianti di grande potenza (> 30 MW); tale livello viene estrapolato all'intera cella che assumerà quindi completamente il livello "1".

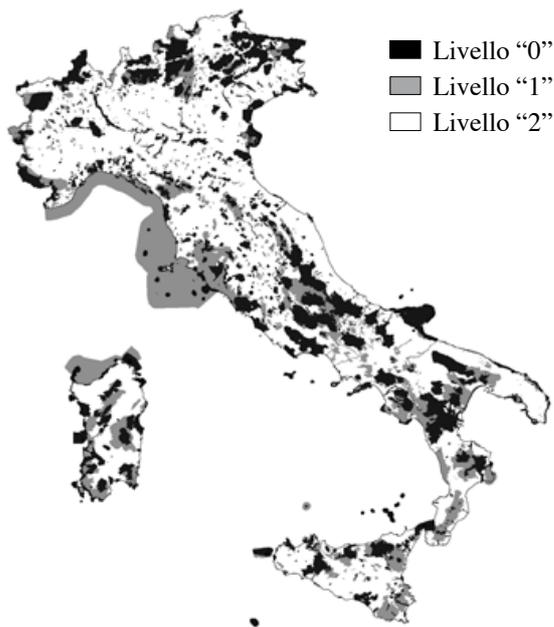


Fig. 1 - Carta delle idoneità. Sono rappresentate le porzioni del territorio nazionale a diversa compatibilità potenziale rispetto all'insediamento di impianti eolici. Livello "0": aree non idonee ad ospitare impianti eolici di tipo industriale (> 1 MW); livello "1": aree idonee ad ospitare impianti di media potenza (1-30 MW), ma non idonee ad ospitare impianti di grande potenza (> 30 MW); livello "2": aree idonee ad ospitare impianti di grande potenza (> 30 MW).

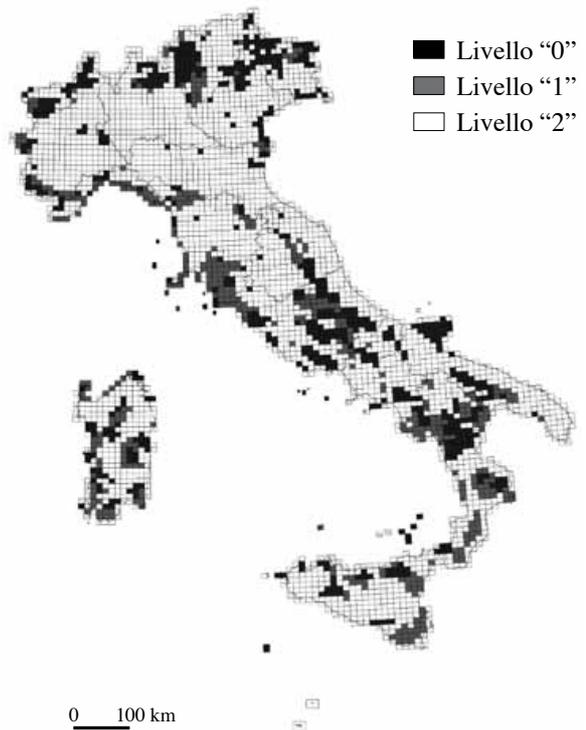


Fig. 2 - Carta delle densità. In nero (livello "0") le celle precluse all'installazione di impianti eolici industriali; in grigio (livello "1") le celle potenzialmente compatibili con l'installazione di impianti di media potenza (sino a 30 MW, con un massimo di 20 aerogeneratori); in bianco le celle compatibili con impianti superiori a 30 MW.

Il valore assegnato ad ogni singola cella ha una utilità pratica immediata: ognuna delle celle considerate è compatibile con la realizzazione di un singolo impianto di produzione di energia eolica di potenza massima pari al valore consentito dal livello assegnato alla cella. Tale dato, unito al principio di distanza minima fra gli impianti (10 km lineari), ed al numero massimo di turbine eoliche installabili, consente di avere una distribuzione massima potenziale di impianti sul territorio. Ovviamente per l'individuazione del sito di realizzazione dell'impianto si dovrà comunque tenere conto della carta dettagliata di idoneità: un impianto di una data potenza sarà realizzabile solo nel settore della cella corrispondente al relativo livello di idoneità.

RISULTATI

La prima parte del lavoro ha permesso di classificare il territorio nazionale in tre livelli di idoneità ecologica ad ospitare impianti di produzione di energia eolica di varia potenza. Tale analisi è stata rappresentata graficamente nella "Carta delle idoneità" (Fig. 1). Le aree di livello "0" sono quelle che risultano maggiormente sensibili agli impianti eolici industriali, poiché particolarmente importanti per l'avifauna. In

queste aree, che spesso coincidono con le porzioni di territorio nazionale più importanti per la conservazione della biodiversità, si consiglia di ammettere esclusivamente impianti eolici di tipo domestico e per piccole comunità, al di sotto della potenza di 1 MW e quindi non di tipo industriale.

Nelle aree di livello “1” la sensibilità ambientale nei confronti degli impianti eolici risulta minore. Le aree di livello “1” sono considerate idonee ad ospitare impianti eolici industriali di media potenza, fino ad un massimo di 30 MW.

Infine la restante parte del territorio non compresa nelle precedenti categorie e indicata come di livello “2” può essere considerata idonea ad ospitare anche grandi impianti eolici industriali di potenza superiore ai 30 MW.

Tali analisi non consentono di per sé l’individuazione puntuale dei siti di reperimento per gli impianti eolici ed esulano da altre considerazioni di tipo progettuale (altimetria, venti prevalenti, orografia del territorio, ecc.). La “Carta delle idoneità” tuttavia non consente di risolvere il problema dell’impatto derivante dalla densità degli impianti (“effetto sommatoria”). Con la seconda parte del lavoro si è cercato di dare risposta a questo problema, avendo posto come valore accettabile un numero massimo di 20 turbine eoliche su 100 km² di territorio. Ad ogni cella del reticolo IGM 10x10 km sovrapposto alla “Carta delle idoneità”, è stato assegnato un unico livello di idoneità corrispondente al livello che nella cella risulta avere la maggiore superficie. In questo modo è stato possibile realizzare la “Carta delle densità” (Fig. 2) che mostra per ciascuna cella la massima potenza eolica generabile con un massimo di 20 aerogeneratori. Tale analisi ha valore prevalentemente nelle celle di livello “1”, poiché in queste non sono ammessi impianti di potenza superiore a 30 MW.

La “Carta delle densità” permette di affrontare situazioni controverse nelle quali l’adiacenza di porzioni di territorio con diversi livelli di idoneità renderebbe teoricamente possibile il proliferare di impianti eolici di diversa potenza tali da generare un sensibile “effetto sommatoria”. Adottando il criterio della densità, il territorio viene suddiviso in unità discrete (celle 10x10 km), a ciascuna cella viene attribuito un livello di idoneità e per ciascuna cella di livello “1” e “2” è consentito un numero massimo di 20 aerogeneratori.

CONCLUSIONI

Il presente lavoro costituisce un primo livello di analisi utile per stabilire la massima capacità portante del territorio rispetto agli impianti eolici. È opportuno sottolineare che, valutazioni effettuate su base regionale possono risultare appropriate rispetto alla situazione reale solo se confrontate con la configurazione attuale di centrali eoliche già installate e con le previsioni di impianti *in itinere* o in progetto nelle diverse regioni italiane.

Summary

Ecological suitability for wind farms in Italy

Since the wind turbines are usually built in natural or semi-natural landscapes, the

development of wind farms must be consistent with the conservation of biodiversity. An assessment of environmental suitability for the installation of industrial wind farms has been developed in order to propose technical guidelines for the location and monitoring of wind energy production infrastructures. The guidelines apply to industrial wind farms only and do not address the impact on the landscape, considering that specific guidelines on landscape impact already exist in Italy (implemented by Italian Ministry for Cultural and Environmental heritage - MiBAC).

A map was made showing the areas to be considered precluded or not from the installation of industrial wind turbines in Italy. The map identifies three different area types: 1) Areas completely precluded from industrial plants (SPA, IBA, National and Regional Nature Reserves, Ramsar Convention sites, coastal wetlands, SIC containing habitat types considered a threat “High” and “Medium-High” (as defined by the Italian Red Book of Habitat Types), A and B zones of protected areas), 2) Areas not precluded from industrial plants within the power of 30 MW and a maximum of 15 wind power units per 100 sq km (SIC and protected areas not previously considered, the ERC priority areas) 3) Areas not precluded from industrial plants with a power of more than 30 MW). It was then superimposed on the grid with a cell of 100 sq km, assigning to each of them the larger area type. Wind plants also need to comply a linear distance of at least 10 km from similar installations and must be made only after analysis of the impacts. The impacts should be assessed using specific monitoring plans to be carried out both during construction and the energy production life of the plant.

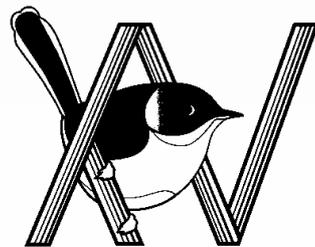
BIBLIOGRAFIA

- Anderson R., Morrison, M., K. Sinclair & D. Strickland, 1999. Studying wind energy/bird interactions: a guidance document. Metrics and methods for determining or monitoring potential impacts on birds at existing and proposed wind energy sites. National Wind Coordinating Committee.
- APER (a cura di A. Brusa e C. Lanfranconi), 2005. Linee guida regionali per la realizzazione di impianti eolici e l’inserimento nel paesaggio.
- BirdLife, 2002. Windfarms and Birds: an analysis of the effects of windfarms on birds, and guidance on environmental assessment criteria and site selection issues. Council of Europe - Convention on the conservation of european wildlife and natural habitats Standing Committee 22nd meeting, Strasbourg.
- Bulgarini F., Petrella S., Teofili C. (a cura di), 2006, Biodiversity Vision dell’Ecoregione Mediterraneo Centrale. WWF Italia-MIUR, Roma.
- Desholm, 2006. Wind farm related mortality among avian migrants: a remote sensing study and model analysis. National environmental Research Institute. Ministry of the Environment - Denmark.
- Horn, Arnett & Rodriguez (2004). Bats and wind turbines: infrared analysis of abundance, flight patterns and avoidance behaviour. Bats and Wind Energy Cooperative.
- MiBAC (a cura di A. Di Bene e L. Scazzosi), 2007. Gli impianti eolici: suggerimenti per la progettazione e la valutazione paesaggistica.
- Petrella S., Bulgarini F., Cerfolli F., Polito M., Teofili C., 2005. Libro Rosso degli Habitat d’Italia. WWF Italia - ONLUS, Roma.
- WWF Italia, 2006. La Conservazione Ecoregionale e la Biodiversity Vision delle Alpi. WWF Italia-MIUR, Roma.

Sessione

CONSERVAZIONE, TEORIA E PRATICA

POSTER



IL PROGETTO NIDI ARTIFICIALI NEL PARCO NATURALE REGIONALE DEL MONTE SAN BARTOLO

VALERIA AMATIELLO⁽¹⁾, LAURENT SONET⁽¹⁾ & MASSIMO PANDOLFI⁽²⁾

⁽¹⁾Parco Naturale Monte San Bartolo – Viale Varsavia, snc – 61121 Pesaro
(migrazionesanbartolo@provincia.ps.it)

⁽²⁾Università degli Studi di Urbino, Laboratorio di Zoologia e Biologia della Conservazione
Via Muzio Oddi, 21 – 61029 Urbino (mpandolfi@info-net.it)

Dal 2004 il Parco Naturale Monte San Bartolo (PU) ha iniziato ad installare dei nidi artificiali per favorire la presenza di due specie, il Gheppio *Falco tinnunculus* ed il Falco pellegrino *Falco peregrinus*, con lo scopo di proteggere le produzioni agricole, grazie al ruolo di predatori operato da questi rapaci sull'avifauna e di incrementare le popolazioni presenti sul territorio, fornendo loro siti adatti per nidificare, in alternativa ai siti di nidificazione naturali. Infatti vecchi alberi, edifici e ruderi in abbandono sono sempre più in diminuzione nell'area protetta; mentre l'alta falesia di arenaria del parco, dove già nidificano due di Falco pellegrino, è soggetta a frane e smottamenti.

Nel 2007 sono state aggiunte altre cassette nido in quanto il progetto è andato sviluppandosi anche su altre specie che svolgono un ruolo utile alle attività agricole: Barbagianni *Tyto alba*, Civetta *Athene noctua*, Allocco *Strix alluco*, Gufo comune *Asio otus*, Assiolo *Otus scops*, Picchio muratore *Sitta europaea*, Cinciallegra *Parus major*, Cinciarella *Cyanistes caeruleus*, Torcicollo *Jynx torquilla*, Codiroso *Phoenicurus phoenicurus*, Rampichino *Certhia brachydactyla*.

Le cassette nido utilizzate nel progetto sono state acquistate da rivenditori specializzati: LIPU, Schwegler, Wildlife Care. Prima di ogni installazione, avvenuta nei mesi autunnali e invernali, sono stati scelti i siti più adatti, compiendo sopralluoghi nel territorio del Parco e scegliendo quelli che offrivano le migliori condizioni di sicurezza e che assicuravano le esigenze ecologiche della specie in questione. Durante la fase che ha interessato l'installazione vera e propria dei nidi nei siti prescelti sono stati annotati tutti i dati su una scheda apposita al fine di creare un database completo di posizione GPS, caratteristiche del sito, documentazione fotografica. Tutti i nidi sono stati orientati in modo da impedire lo stagnamento di acqua al loro interno.

Il monitoraggio si è concentrato tra la fine della primavera e l'inizio estate, periodo in cui la nidificazione è in fase di conclusione, limitandosi ad un solo controllo per evitare il disturbo alla nidata. Il controllo consisteva essenzialmente nell'osservazione diretta dentro e intorno al nido, annotando i rilevamenti in una scheda da campo e quando possibile scattando delle fotografie. Il controllo richiedeva al massimo un minuto.

La manutenzione e la pulizia dei nidi è stata effettuata nel mese di febbraio, avendo

cura di non disturbare eventuali piccoli roditori in letargo all'interno di esse o scoraggiare le prime visite degli uccelli. Durante l'operazione si ripuliva ove necessario, asportando i materiali del vecchio nido in modo da eliminare i parassiti rimasti nel precedente utilizzo.

Lo studio ha riguardato il monitoraggio di 74 nidi artificiali nel 2008 e 82 nidi nel 2009 così suddivise:

	2008	2009
Passeriformi	22	23
Falco pellegrino	3	4
Gheppio	22	22
Strigiformi	27	33

L'occupazione degli stessi, invece, ha mostrato i seguenti risultati:

	2008	2009
Passeriformi	40,9%	43,4%
Falco pellegrino	33,3%	50%
Gheppio	31,8%	36,3%
Strigiformi	3,7%	12,12%

L'occupazione dei nidi artificiali nel biennio 2008-2009 supera in molti casi il 30% del totale. I passeriformi, in particolare, sono stati i maggior fruitori delle cassette nido, andando a occupare anche nidi destinati ai rapaci notturni. In particolare il picchio muratore, che nel 2009 ha letteralmente chiuso 10 nidi, più i tre a lui destinati, si è rivelata la specie più numerosa, seguita dalla cinciarella, dalla cinciallegra e dal torcicollo che hanno utilizzato anche le cassette nido destinate ad allocchi e assioli (Fig. 1 e Fig. 2). Per quanto riguarda i gheppi, si è rilevato un aumento dell'occupazione nel 2009, con 8 nidi utilizzati su 22, contro i 7 della stagione primaverile 2008; ulteriore dato interessante è il numero di pulli nati nelle rispettive stagioni: 21 giovani nel 2008, 30 nel 2009. L'età dei piccoli gheppi, rilevata durante i campionamenti, andava da pochi giorni dalla schiusa fino all'involo degli stessi, alcune volte visti in prossimità delle cassette o in caccia insieme ai genitori. La maggior parte dei pulii aveva tuttavia un'età di circa 2-3 settimane di vita.

L'utilizzo dei nidi da parte del Falco Pellegrino si è rivelato molto variabile. Nel Parco sono presenti stabilmente due coppie, ormai assidue utilizzatrici dei nidi artificiali. Nel 2008 entrambe le coppie hanno sofferto le conseguenze del maltempo che ha causato frane sulla falesia e la distruzione parziale di due nidi, fortunatamente senza conseguenze fatali sugli individui (non si è potuto verificare se ci sono stati danni alle covate). Nel 2009 entrambe le coppie sono tornate nei nidi, opportunamente ripuliti e riparati durante la stagione invernale, dando luogo a nidiate di due pulli per coppia, involati nei mesi di maggio.

I risultati di questi due anni di monitoraggio del progetto, iniziato nel 2004 con il montaggio delle cassette di legno per i gheppi, rivelano una forte carenza di rifugi e

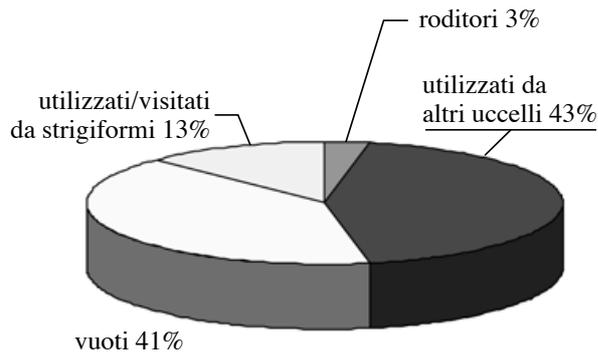


Fig. 1. Utilizzazione dei nidi di Strigiformi nel 2009.

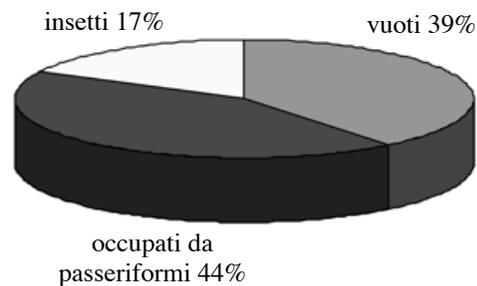


Fig. 2. Utilizzazione dei nidi di passeriformi nel 2009.

siti naturali nell'area del Parco dove queste specie di uccelli possano nidificare. Lo sfruttamento di nidi artificiali per allocchi e assioli da parte di numerosi passeriformi indica quanto sia necessario installarne altri, cercando di sfruttare diversi ambienti ed evitando una eccessiva concentrazione degli stessi (i nidi per passeriforme sono stati montati per lo più intorno alla sede dell'Ente e nella zona del prato-pascolo di Monte Castellaro, fig.3), insistendo inoltre sulle potenzialità di tale progetto per l'educazione ambientale, data la fruizione dell'area protetta da parte delle scolaresche.

Ringraziamenti. Un sentito ringraziamento ai proprietari dei terreni e delle strutture ove sono stati montati i nidi, per la loro disponibilità all'installazione e ai successivi controlli, in particolare a Marisa Rossini, Luigi Urbinati, Agriturismo Cà Verde, Vichi Gino, Luigi Mancini, Stefano Scrocchi, famiglia Castelbarco Albani.

Summary

The Project "Artificial Nests" in the San Bartolo Natural Park

Since 2004, the San Bartolo Natural Park started to install artificial nests to support the presence of two species of raptors, the Kestrel and the Peregrine Falcon, natural predators of many animals damaging of agriculture (birds, insects and rats). In the year 2007 the Park installed new artificial nests, including another species of beneficial birds: little owl, barn owl, scops owl, long-eared owl, tawny owl and insectivorous birds. In 2009 all the nests installed were 82. Inspections were in June and July; maintenance and cleaning in February and March. The first results of the project are very interesting with percentage of occupied nests: 43,4% passeriforms, 50% peregrine, 36,3% kestrel and 12,1% strigiforms.

BIBLIOGRAFIA

- Colin H., 2002. Nidi, uova e nidiacei degli Uccelli d'Europa. Franco Muzzio Editore.
- Premuda G. Bedonni B. Ballanti F., 2000. Nidi artificiali. Edagricole.
- Rabacchi R., 1999. Siepi, nidi artificiali e mangiatoie: CIERRE Edizioni.

IL MONITORAGGIO POST LIBERAZIONE TRAMITE L'INANELLAMENTO SCIENTIFICO

MICHELE BENFATTO⁽¹⁾, PAOLO VASCA⁽¹⁾, STEFANO PESARO⁽²⁾ & DAMIANO BARADEL⁽³⁾

⁽¹⁾ *Provincia di Gorizia – C. Italia, 55 – 34170 Gorizia (michele.benfatto@provincia.gorizia.it)*

⁽²⁾ *Università degli Studi di Camerino, Dipartimento di Scienze veterinarie*

⁽³⁾ *C.R.F.S. Gorizia, Terranova – 34070 San Canzian d'Isonzo GO (crfsgorizia@libero.it)*

Durante gli anni 2003-2008 si è provveduto ad analizzare alcune centinaia di esemplari appartenenti alla fauna ornitica giunti al Centro di Recupero della Fauna Selvatica della Provincia di Gorizia. Per alcuni di loro la liberazione e quindi l'inanellamento è stato possibile dopo tempi brevissimi di recupero (anche immediati per soggetti leggermente debilitati o stressati), per altri i tempi di permanenza presso le strutture provinciali sono stati più lunghi (nel caso di nidiacei o soggetti con fratture o traumi). Su tali soggetti i tempi della liberazione sono dettati dall'attività veterinaria volta a recuperare l'animale, condizionata dai tempi di convalescenza post intervento ed agli esami successivi. Particolare attenzione viene rivolta agli aspetti relativi al sistema muscolo scheletrico, tegumentario e agli organi di senso. Ciò permette di stabilire l'attitudine dei soggetti alla successiva reintroduzione all'ambiente naturale. L'attività di inanellamento ha permesso di effettuare i rilievi scientifici su 574 esemplari di avifauna appartenenti a 63 specie. I dati relativi alle segnalazioni di esemplari muniti di anello identificativo sono stati 19 (14+5) (Tab.1). Pur nella difficoltà di reperire i dati di ricattura l'attività di inanellamento permette di marcare in maniera univoca tutti i soggetti liberati; tali soggetti sono animali di un certo impatto anche "emotivo" nei confronti delle persone anche non addette ai lavori che se li rinvengono feriti o deceduti sul territorio facilmente li segnalano agli organi preposti. Ciò ha permesso già di rilevare come gli animali dopo la liberazione tendono a portarsi in territori a loro idonei e se questi territori sono occupati aumentano i loro erratismo allontanandosi dal luogo di liberazione, alcuni di essi continuano a frequentare sporadicamente il CRFS.

I dati di ricattura, rilevati in cinque anni di attività riflettono l'importanza dell'inanellamento per la comprensione delle complesse dinamiche spazio temporali degli esemplari liberati. Informazioni sulla fedeltà del sito dove l'animale liberato andrà ad insidiarsi e sui suoi movimenti sono fondamentali per la pianificazione delle eventuali misure di conservazione e per le metodologie di gestione del Centro di Recupero stesso.

Ringraziamenti. Questo lavoro non sarebbe stato possibile senza l'aiuto, spesso determinante, di molte persone. Un ringraziamento va a: Ufficio Gestione faunistico-venatoria e risorse naturali ed al Servizio Vigilanza della Provincia di Gorizia III^A

CODICE EURING	SPECIE	NOME SCIENTIFICO	DATA INANELLAM.	LUOGO LIBERAZIONE	DATA RICATT/AVVIST.	LUOGO RICATT/AVVIST.	NUMERO RIFERIMENTO
02600	Falco di palude	<i>Circus aeruginosus</i>	10/04/2004	C.R.F.S.	23/07/2004	Valle Cavanata (Go)	1
07570	Civetta	<i>Athene noctua</i>	23/07/2004	C.R.F.S.	30/08/2004	Ronchi dei Legionari (GO)	2
07670	Gufo comune	<i>Asio otus</i>	02/01/2006	C.R.F.S.	18/01/2006	San Canzian d'Isonzo (GO)	3
07350	Barbagianni	<i>Tyto alba</i>	12/09/2005	C.R.F.S.	12/10/2005	Ronchi dei Legionari (GO)	4
02670	Astore	<i>Accipiter gentilis</i>	2001	Slovenia	14/02/2005	C.R.F.S.	5
05926	Gabbiano reale me.	<i>Larus michahellis</i>	2003	Trieste	04/11/2003	C.R.F.S.	6
05926	Gabbiano reale me.	<i>Larus michahellis</i>	1995	Grado	30/10/2001	C.R.F.S.	7
01610	Oca selvatica	<i>Anser anser</i>	14/06/2005	Isola della Cona (GO)	16/07/2006	C.R.F.S.	8
07610	Allocco	<i>Strix aluco</i>	05/07/2007	C.R.F.S.	10/09/2007	C.R.F.S.	9
02870	Poiana	<i>Buteo buteo</i>	05/07/2007	C.R.F.S.	04/01/2008	C.R.F.S.	10
16600	Fanello	<i>Carduelis cannabina</i>	27/06/2007	C.R.F.S.	30/04/2008	Leningrado (Russia)	11
07350	Barbagianni	<i>Tyto alba</i>	12/01/2008	C.R.F.S.	14/02/2008	Aquilaia (UD)	12
05926	Gabbiano reale me.	<i>Larus michahellis</i>	07/06/1993	Isola santi' andrea (UD)	29/01/2008	C.R.F.S.	13
05926	Gabbiano reale me.	<i>Larus michahellis</i>	28/05/1997	Valle Cavanata (GO)	10/08/2009	C.R.F.S.	14
02870	Poiana	<i>Buteo buteo</i>	23/01/2009	C.R.F.S.	14/03/2009	Grado (GO)	15
02670	Astore	<i>Accipiter gentilis</i>	23/01/2009	C.R.F.S.	16/02/2009	Villa Vicentina (UD)	16
07670	Gufo comune	<i>Asio otus</i>	05/04/2006	C.R.F.S.	27/06/2009	Fogliano-Red.(GO)	17
05670	Gufo reale	<i>Bubo bubo</i>	08/07/2009	C.R.F.S.	15/09/2009	Gorizia (GO)	18
07610	Allocco	<i>Strix aluco</i>	14/08/2009	C.R.F.S.	10/09/2009	San Canzian d'Isonzo (GO)	19

Tab. 1. Segnalazioni di esemplari muniti di anello identificativo.

Direzione Territorio ed Ambiente, ed in particolare a Zanella Alessandra, Cadeddu Paolo, per la preziosa collaborazione prestata, a Tonzig Pierpaolo e Petrachi Michele per la parte cartografica e Riganelli Fabio per la parte informatica.

Summary

Post release monitoring through the scientific ringing

We present data relating to the experimental scientific ringing project conducted at the Center for the recovery of wildlife in the Province of Gorizia. Project in which they are ringed before being released birds rehabilitated. Presents the data for the period 2003-2008 with particular reference to recapture and the discovery of some specimens. The data of recapture, including five years of activity reflects the importance of ringing for understanding the complex dynamics of space-time sample. Information on the accuracy of the site where the animal will be released to live in and his movements are essential for planning any conservation measures and management methods of the Center for recovery.

IL CENSIMENTO DEGLI UCCELLI ACQUATICI SVERNANTI IN TRENTO (2000-2009)

ALBERTO BERTOCCHI ⁽¹⁾, PAOLO PEDRINI ⁽¹⁾, FRANCO RIZZOLLI ⁽¹⁾, FRANCESCA ROSSI
& CLAUDIO TORBOLI ⁽²⁾

⁽¹⁾ Museo Tridentino di Scienze Naturali, Sezione Zoologia dei Vertebrati – Via Calepino, 14
38122 Trento (pedrini@mtsn.tn.it)

⁽²⁾ Albatros srl – Strada della Valsugana, 65/a – 38122 Trento (info@albatros.tn.it)

In questo lavoro si presentano i risultati di dieci anni di censimenti degli uccelli acquatici svernanti condotti dal Servizio Foreste e fauna della PAT e dal Museo Tridentino di Scienze Naturali, nell'ambito dell'International Waterbird Census coordinato a livello nazionale dall'ISPRA. Grazie al personale forestale e alla collaborazione di ornitologi locali e appassionati in ogni stagione invernale è stata garantita l'intera copertura dell'area di studio: un complesso di zone umide di dimensioni comprese tra 0,17 e 530 ha quali laghi, piccoli ambienti palustri, fiumi e torrenti per un totale di circa 4000 ha.

Nel corso del decennio sono state censite 45 specie di uccelli acquatici (Tab. 1) in 65 zone umide (Tab. 2).

In sintesi tali censimenti hanno permesso di acquisire una serie di informazioni utili a definire l'importanza di alcuni siti trentini quali aree di svernamento per singole specie (ad es., Lago di Caldonazzo e Levico per la Moretta *Aythya fuligula*); a individuare siti di presenza di specie di interesse comunitario, documentando il recente insediamento di specie fino a qualche anno fa svernanti irregolari (ad es. Smergo maggiore *Mergus merganser*) oltre a descrivere i trend di popolazioni e a fornire informazioni di carattere gestionale per uccelli ittiofagi come l'Airone cenerino *Ardea cinerea* e il Cormorano *Phalacrocorax carbo*.

I risultati generali dei censimenti e l'esperienza maturata, hanno evidenziano inoltre la necessità di ragionare su una parziale modifica della lista di zone umide da censire in Trentino, al fine di ottimizzare le unità di campionamento per un uso dei dati più funzionale alle nuove esigenze della Pubblica Amministrazione e per l'applicazione delle normative della Comunità Europea (cfr. Piano di Monitoraggio Rete Natura 2000 TN, Pedrini et al. pres. convegno).

Ringraziamenti. L'attività di campo è stata possibile grazie al coordinamento dell'Ufficio faunistico e delle stazioni forestali PAT; dell'ISPRA (dr. Nicola Baccetti, dr. Marco Zenatello). Si ringrazia inoltre il personale forestale della PAT, i molti birdwatcher del MTSN e di varie altre associazioni locali, il personale e volontari dell'Associazione Cacciatori del Trentino. Un grazie particolare a: Marco Cabassa, Eugenio Osele, Michele Segata, Karol Tabarelli de Fatis, Gilberto Volcan, Lucio Uber.

Specie	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	Media 00-09	N. siti (n=65)
<i>Cygnus olor</i>	32	42	38	31	64	15	43	29	40	31	37	18
<i>Cygnus cygnus</i>		1									0-1	1
<i>Anser fabalis</i>	6										0-6	1
<i>Tadorna tadorna</i>								2			0-2	1
<i>Aix galericulata</i>								1			0-1	1
<i>Anas penelope</i>			3			1		2	3		1	4
<i>Anas strepera</i>			2			3	3			14	2	2
<i>Anas crecca</i>		6	2	3	22	3		1			4	10
<i>Anas platyrhynchos</i>	1065	1116	1624	1441	2082	2003	2199	2755	2724	2594	1960	51
<i>Anas acuta</i>				12							0-12	1
<i>Anas clypeata</i>						1					0-1	1
<i>Aythya ferina</i>	116	125	271	347	312	199	412	264	397	274	272	8
<i>Aythya nyroca</i>					2	1				1	0-2	2
<i>Aythya fuligula</i>	429	228	340	512	477	533	758	648	537	734	520	10
<i>Aythya marila</i>	3		5								1	1
<i>Clangula hyemalis</i>				1				1	1		0-1	1
<i>Melanitta fusca</i>		3	2	7		5	1	1	1	3	2	2
<i>Bucephala clangula</i>	16	9	15	9	16	15	21	5	6	9	12	5
<i>Mergus albellus</i>			1								0-1	1
<i>Mergus merganser</i>		2		1		2	1		10	29	5	6
<i>Gavia stellata</i>					1				2		0-2	2
<i>Gavia arctica</i>	1										0-1	1
<i>Phalacrocorax carbo</i>	154	230	335	522	247	625	104	268	549	488	352	34
<i>Botaurus stellaris</i>	1		2	3				1	1		1	3
<i>Egretta garzetta</i>			1			1		2			0-2	3
<i>Casmerodius albus</i>				1				8	1	6	2	5
<i>Ardea cinerea</i>	351	359	511	407	351	244	275	378	499	308	368	40
<i>Tachybaptus ruficollis</i>	104	64	91	68	88	103	95	126	134	93	97	26
<i>Podiceps cristatus</i>	310	526	378	449	321	328	252	338	310	486	370	18
<i>Podiceps grisegena</i>	1	1	4		1		2				1	3
<i>Podiceps auritus</i>			1								0-1	1
<i>Podiceps nigricollis</i>	1	1			8	2	8	12	7	6	5	4
<i>Circus aeruginosus</i>			1								0-1	1
<i>Circus cyaneus</i>			1								0-1	1
<i>Rallus aquaticus</i>	1	2	7	3	3			1	4	2	2	7
<i>Gallinula chloropus</i>	53	53	95	50	109	94	71	55	81	125	79	30
<i>Fulica atra</i>	1447	1229	2229	1900	1441	1529	2222	2017	1810	1979	1780	23
<i>Gallinago gallinago</i>		2	1	1	1						1	2
<i>Tringa totanus</i>		2									0-2	1
<i>Chroicocephalus ridibundus</i>	1562	1265	711	815	1169	1198	1570	2437	1125	2318	1417	18
<i>Larus canus</i>	22	33	70	21	19	11	32	15	7	40	27	7
<i>Larus fuscus</i>								1		1	0-1	2
<i>Larus argentatus</i>										27	3	1
<i>Larus michahellis</i>	105	374	151	261	141	285	349	566	100	429	276	21
<i>Larus cachinnans</i>							2			3	1	2

Tab. 1. Risultati generali dei censimenti. Sono riportati per ogni specie censita nel periodo 2000-2009 i totali annuali e la media per il decennio (per specie rare od occasionali è stato indicato l'intervallo di variazione). Viene inoltre espressa la diffusione delle specie come numero di siti occupati (n = 65).

Codice	Nome sito	N. specie	Media ind.	Codice	Nome sito	N. specie	Media ind.
TN1301	Lago di Caldonazzo	28	1312,4	TN0601	Lago di Schener	4	28,4
TN2901	Lago di Garda Nord	21	2282,1	TN1002	Lago di Molveno	4	18,5
TN1505	Sarca, Arco-Torbole	19	666,6	TN2104	Laghetto Greggi di Darzo	4	13,6
TN1501	Laghi S. Massenza e Toblino	17	452,9	TN0503	Lago di Stramentizzo	3	40,7
TN0805	Adige, Villa Laga-Chizzola	17	143,8	TN2103	Invaso di Cologna	3	35,0
TN0804	Adige, Fersina-V. Lagarina	15	145,4	TN0102	Lago di Tavon	3	29,0
TN1302	Lago di Levico	14	353,5	TN2101	Lago di Roncone	3	27,5
TN0802	Adige, San Michele-Avisio	14	169,1	TN0904	Lago di Lases	3	10,5
TN1503	Lago di Cavedine	13	141,0	TN1102	Lago di Terlago	3	7,8
TN0101	Lago di Santa Giustina	13	118,7	TN0901	Lago delle Piazze	3	4,6
TN1304	Brenta, Levico-Martincelli	11	363,6	TN0807	Laghi Cannelle e Turchino	3	4,3
TN0803	Adige, Avisio-Ferina	11	233,1	TN1201	Lago di Canzolino	3	0,9
TN0106	Noce La Rocchetta-La Rupe	11	96,7	TN0501	Lago di Soraga	2	102,2
TN0806	Adige, Chizzol-Borghetto	9	82,4	TN1801	Laghetto di Strembo	2	30,0
TN0105	Noce Mollaro-La Rocchetta	9	78,0	TN0401	Lago di Forte Buso	2	9,3
TN2301	Lago di Ledro	9	77,3	TN1401	Laghi di Pieve Tesino	2	3,6
TN0801	Adige, Salorno-San Michele	9	76,7	TN1702	Torbiera di Fiaavè	2	2,0
TN0107	Noce La Rupe-Adige	7	167,8	TN1202	Lago di Madrano	2	1,3
TN1507	Canale Rimone di Dro	7	67,4	TN2601	Lago di San Colombano	2	1,0
TN0902	Lago di Serrai	6	74,8	TN1203	Torbiera di Lago Pudro	2	0,6
TN1204	Lago di Pissol	6	38,9	TN2802	Lago di Speccheri	2	0,3
TN0808	Fossa di Caldano	6	29,3	TN1504	Laghetto Bagattoli e Laghisoi	1	2,9
TN2201	Laghetto d'Ampola	6	5,6	TN2102	Lago di Ponte Murandin	1	2,2
TN2401	Lago di Tenno	6	1,6	TN1701	Torbiera Lomasona	1	0,7
TN0502	Avisio, Soraga-Stramentizzo	5	214,3	TN2801	Lago dalla Busa	1	0,6
TN1901	Lago di Ponte Pià	5	102,6	TN1003	Lago di Nembia	1	0,4
TN1506	Alveo del Lago di Loppio	5	30,0	TN1101	Lago de La Mar e Lago Santo	1	0,2
TN0104	Lago di Mollaro	5	12,5				

* = risultati riferiti alla parte trentina del sito BS0101, Lago di Garda Nord.

Tab. 2. Sono riportati per ogni sito la ricchezza specifica espressa come numero di specie censite per sito e la media di uccelli acquatici presenti nel decennio 2000-2009.

Summary

The International Waterbird Census in Trentino: 2000-2009

This poster presents the results from the first ten years of the International Waterbird Census (IWC) in Trentino, an Italian region situated in the Alps. A total of 45 waterbird species were recorded (Tab. 1) in 65 wetlands (Tab. 2).

LA TUTELA DELLE SPECIE MIGRATORIE

FABRIZIO BULGARINI ⁽¹⁾, ENRICO CALVARIO ⁽²⁾, CLAUDIO CELADA ⁽³⁾,
FULVIO FRATICELLI ⁽⁴⁾, BRUNO MASSA ⁽⁵⁾, ALESSANDRO MONTEMAGGIORI ⁽⁶⁾
& FERNANDO SPINA ⁽⁷⁾

⁽¹⁾ WWF Italia – Via Po, 25/C – 00198 Roma (f.bulgarini@wwf.it)

⁽²⁾ Lynx Natura e Ambiente s.r.l – Roma

⁽³⁾ LIPU-BirdLife Italia – Parma

⁽⁴⁾ Fondazione Bioparco di Roma

⁽⁵⁾ Università degli Studi di Palermo, Facoltà di Agraria – Palermo

⁽⁶⁾ Stazione Romana Osservazione e Protezione Uccelli – Roma

⁽⁷⁾ Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale – Bologna

Nell'ambito del progetto "Verso la Strategia Nazionale per la Biodiversità: i contributi della Conservazione Ecoregionale", sviluppato dal WWF Italia e finanziato dal Ministero dell'Ambiente (MATTM), sono stati prodotti otto contributi per la Strategia Nazionale della Biodiversità (<http://www.minambiente.it>) tra cui il presente dal titolo: la tutela delle specie migratrici e dei processi migratori.

Il fenomeno delle migrazioni animali avviene in genere a una scala geografica molto ampia, e coinvolge tutti quei territori - terrestri e marini comprensivi del soprastante spazio aereo - situati lungo le cosiddette *flyways* (rotte migratorie).

E' quindi evidente che, per avere un'effettiva possibilità di successo, le strategie di conservazione mirate alla salvaguardia del "processo migratorio" devono operare a questa scala, superando quindi i confini amministrativi dei singoli Stati e, ancor più delle singole Regioni, ma ponendo l'accento sulla necessità di una stretta cooperazione legata alla condivisione delle responsabilità di conservazione da parte di tutti i soggetti amministrativi interessati dal fenomeno migratorio.

Il lavoro ha una valenza nazionale. La strategia proposta parte dalla considerazione che tutto il territorio italiano svolge, in maniera differenziata, un ruolo importante per molte specie e molte popolazioni migratrici europee e non solo. Inoltre i migratori sono soggetti a fattori di minaccia specifici tali da richiedere l'adozione di strategie mirate per: il mantenimento dei siti e degli habitat utilizzati per riproduzione, lo svernamento e stop-over, nonché il loro effettivo accesso e utilizzo. Occorre mitigare l'impatto delle infrastrutture, ridurre la pressione del prelievo illegale, contenere gli effetti dei cambiamenti climatici e ridurre l'impatto dell'inquinamento luminoso e sviluppare un efficace monitoraggio.

Ai fini operativi e gestionali gli uccelli migratori possono essere suddivisi nei seguenti macro-gruppi: Passeriformi e altri taxa non riconducibili ai punti successivi; uccelli veleggiatori; uccelli acquatici. In più sono state considerate le altre specie migratrici come chiroterti, invertebrati, pesci pelagici, ecc.).

Il documento esamina poi il quadro normativo e legislativo e i fattori critici per la

conservazione dei migratori, suddividendoli in queste classi di minaccia: la distruzione e degrado degli habitat naturali, le infrastrutture impattanti (elettrodotti, impianti eolici e di illuminazione), il bracconaggio, l'attività venatoria, i cambiamenti climatici e il saturnismo.

Il lavoro è stato sviluppato da un gruppo di lavoro che si è riunito a Roma presso la sede del WWF Italia e con scambio del materiale e delle osservazioni via e-mail. Le cause del declino dei migratori, sono state identificate secondo la loro importanza relativa. Primariamente è possibile affermare che la perdita d'habitat, determinata da: l'espansione edilizia abitativa e delle infrastrutture industriali, lo sviluppo di infrastrutture viarie, l'espansione e intensificazione dell'agricoltura intensiva, l'immissione di sostanze tossiche o nocive e gli incendi, esercita il maggiore impatto. Successivamente le specie migratrici sono minacciate dalla realizzazione di infrastrutture, secondo le seguenti tipologie prevalenti: elettrodotti di media ed alta tensione, impianti eolici e impianti di illuminazione. Altri rilevanti fattori di impatto o di disturbo sulle migrazioni animali, sono il bracconaggio, inteso come: abbattimento di specie per cui non è consentito l'abbattimento, abbattimento di specie in giorni ed in stagioni di silenzio venatorio, uccisione di specie con mezzi non consentiti, falsa dichiarazione del numero di capi abbattuti durante l'attività venatoria.

Segue l'attività venatoria, e in particolare: la mancanza assoluta di statistiche di carniere, l'attuale collocazione temporale del prelievo venatorio in Italia, la presenza, nell'attuale lista di specie cacciabili secondo la legge italiana, di un numero elevato di migratori caratterizzati da status di conservazione sfavorevole in Europa. E infine l'effetto dei cambiamenti climatici e il saturnismo.

Il tavolo di lavoro ha elaborato i seguenti obiettivi strategici (AA.VV., 2009):

1. *Contrastare la perdita degli habitat.* La pianificazione ordinaria e di settore deve essere orientata a impedire l'ulteriore distruzione delle tipologie di habitat importanti per i migratori, considerando l'intero ciclo vitale, anche in applicazione delle normative nazionali e internazionali. Occorre identificare "reti ecologiche della migrazione" basate sulle esigenze ecologiche di specie target, che tengano conto dei cambiamenti climatici.

2. *Mantenimento e ripristino della funzionalità ecologica degli habitat.* Nelle aree critiche per i migratori occorre avviare interventi di ripristino finalizzati a aumentare la superficie delle tipologie di habitat chiave più rarefatti. Le aree che offrono una maggiore potenzialità sono le aree agricole e forestali, con l'opportunità di ricreare anche aree umide.

3. *Contrastare l'impatto del prelievo illegale delle specie migratrici.* Per ridurre l'impatto del prelievo illegale sulle specie migratrici occorre attuare un maggiore controllo e applicazione delle sanzioni.

4. *Applicazione delle norme sul prelievo venatorio in completa adesione delle normative internazionali.* Il prelievo delle specie incluse nella Direttiva Uccelli deve essere effettuato in modo compatibile con il soddisfacente mantenimento delle popolazioni, ovvero le dimensioni del prelievo venatorio devono essere compatibili con la

dimensione e lo status delle popolazioni soggette a prelievo. A tal fine è necessario identificare e monitorare regolarmente le popolazioni geografiche delle specie cacciabili presenti in Italia.

5. *Mitigazione dell'impatto delle infrastrutture sulle specie migratrici.* Occorre tutelare in modo specifico le aree sensibili (bottle-neck e isole minori), adottare protocolli per la mitigazione e ridurre l'inquinamento luminoso.

6. *Attuazione di misure di adattamento rispetto ai cambiamenti climatici.* Rimuovere e/o mitigare le cause profonde all'origine dei cambiamenti climatici di natura antropica e attuare contemporaneamente una strategia di adattamento volta a ridurre l'impatto dei cambiamenti climatici sulle specie migratrici e sugli habitat utilizzati. Sviluppare un'azione di monitoraggio permanente delle specie migratrici in relazione ai cambiamenti climatici.

7. *Contrasto dell'impatto diretto delle sostanze tossiche e nocive sulle specie migratrici.* Occorre sviluppare tecniche di lotta integrata che permettono di ridurre l'uso dei pesticidi in agricoltura, promuovere lo studio dei contaminanti nei cetacei e nelle altre specie marine e terrestri migratrici identificando le *key-stone* e gli effetti biologici ed ecologici. Occorre infine monitorare il recepimento della norma a livello regionale sull'uso del piombo nelle cartucce e la sua effettiva adozione, mettendo in atto, se necessario, le più opportune misure di pressione nelle sedi comunitarie.

8. *Adottare un monitoraggio permanente sulle specie migratrici e promuovere l'approfondimento della conoscenza del fenomeno migratorio.* Nonostante lo stato delle conoscenze su molte specie migratrice, soprattutto degli uccelli, consenta oggi di perseguire molti obiettivi di conservazione, occorre avviare un monitoraggio permanente sia sullo status dei migratori che sull'efficacia dell'attuazione della strategia.

Ringraziamenti. Gruppo di lavoro oltre gli autori: Franco Andaloro, Stefania Biscardi, Danilo Russo, Sergio Zerunian, Alberto Zilli. Eugenio Duprè del MATTM-DPN.

Summary

Conservation of migratory species and their processes

A panel of experts elaborated a proposal for an efficient strategy of conservation of the migratory species in Italy. Within birds raptors, passerines and waterfowl were considered. Conservation measures were proposed for migrating invertebrates, freshwaters fishes, cetaceans and bats. Eight targets were identified to reduce main threats for migratory species: habitat loss and degradation, legal and illegal shooting, infrastructures' impact, climate change, toxics, monitoring.

BIBLIOGRAFIA

- AA.VV., 2009. La tutela delle specie migratrici e dei processi migratori. MATTM-WWF Italia, pp. 40, Roma.

CONFRONTO ED INTEGRAZIONE DI DUE METODI PER LO STUDIO DELLA MIGRAZIONE: CONTEGGIO ED INANELLAMENTO DEI PASSERIFORMI MIGRATORI IN UN PASSO DELLE PREALPI LOMBARDE

GIANPIERO CALVI⁽¹⁾, PAOLO BONAZZI⁽¹⁾, VITTORIO VIGORITA⁽²⁾, LAURA CUCÈ⁽²⁾
& LORENZO FORNASARI⁽¹⁾

⁽¹⁾ *FaunaViva – Viale Sarca, 78 – 20125 Milano (g.calvi@faunaviva.it)*

⁽²⁾ *Regione Lombardia, D.G. Agricoltura, P.O. Pianificazione Faunistica e Venatoria
Via Pola, 14 – 20124 Milano*

Per quantificare la portata della migrazione sono stati utilizzati nel tempo diversi metodi: tra di essi non esiste un metodo “perfetto”, ma ognuno possiede sorgenti di errore ad esso intrinseche. Il contemporaneo utilizzo di più tecniche di stima, seppur oneroso in termini di sforzo richiesto, consente di supplire alle carenze dei singoli metodi e di confrontare la loro efficacia. Vi sono numerosi esempi di monitoraggi della migrazione condotti contemporaneamente con più metodi di stima (Alerstam et al., 1973; Bruderer & Liecchi, 1994; Zehnder & Karlsson, 2001).

Oggetti del presente lavoro sono il confronto e l'integrazione tra inanellamento e conteggio visivo come metodologie per il monitoraggio della migrazione in un passo delle Prealpi lombarde. Per tale studio sono stati utilizzati i dati provenienti dal monitoraggio della migrazione post-nuziale condotto dal 2005 al 2008 presso l'Osservatorio Ornitologico Regionale “A. Duse” del Passo di Spino (Toscolano Maderno, BS). In tale periodo la stazione di inanellamento, in condizioni meteorologiche normali, ha operato da un'ora prima dell'alba ad una dopo il tramonto. Nel mese di ottobre all'inanellamento è stato affiancato il conteggio visivo dei migratori, effettuato per un quarto d'ora ogni ora, tra le ore 7 e le 16 solari; tale intervallo è stato quindi preso in considerazione per l'analisi dei dati di cattura. Le analisi quantitative sono state condotte su Fringuello *Fringilla coelebs* e Lucherino *Carduelis spinus*, le specie migratrici più frequenti nell'area di studio. Per entrambe, per ogni giorno di attività, sono stati calcolati i totali giornalieri ottenuti con le due tecniche. Nel 2007 sono state inoltre effettuate sessioni di conteggio di un'ora: il numero di uccelli contato in un'ora è stato utilizzato come dato rappresentativo del “passaggio migratorio orario reale”. Ad esso sono state correlate due stime dell'abbondanza:

- a) gli individui inanellati nella stessa fascia oraria;
- b) gli individui conteggiati in 15 minuti nella stessa fascia oraria.

Il conteggio visivo ha in primo luogo permesso di ampliare lo spettro delle specie monitorate, includendo quelle che, per diversi motivi, vengono catturate poco frequentemente (ad es. non Passeriformi, Motacillidi, Alaudidi). Gli aspetti più interessanti di questa ricerca riguardano però la stima numerica della migrazione dei Frin-

gillidi. In primo luogo il rapporto tra individui contati ed inanellati cambia a seconda della specie e delle sue modalità migratorie. A parità di individui contati i lucherini vengono inanellati in numero maggiore rispetto ai fringuelli (Fig. 1), poiché attraversano il passo ad altezze inferiori, risultando più soggetti alla cattura. Il rapporto tra individui contati ed inanellati varia inoltre di anno in anno. Ciò potrebbe essere dovuto a diversi fattori, tra cui:

- efficienza dell'impianto di cattura;
- abilità dei rilevatori;
- condizioni meteorologiche.

Indubbiamente la modifica parziale dell'alberatura storica prospiciente l'impianto ha ridotto l'efficacia dello stesso, come testimoniano i cali di catture registrati nel biennio 2007-2008. Un eventuale effetto dovuto ai rilevatori si sarebbe distribuito equamente tra gli anni di indagine. L'influenza delle condizioni meteorologiche infine sembra poco rilevante, se si escludono alcuni singoli episodi dovuti a presenza di nebbia.

Riportiamo infine i risultati del confronto tra il "passaggio migratorio orario reale" e i due indici di abbondanza. Le stime del flusso migratorio ottenute da inanellamento e conteggio nei 15 minuti sono per entrambe le specie correlate positivamente al numero di individui conteggiati nell'ora completa (Tab. 1). I coefficienti di correlazione sono maggiori per gli individui conteggiati nei 15 minuti. La differenza tra i due coefficienti di correlazione (Sokal & Rohlf, 1995) è significativa per il Fringuello ($P=0,021$) e quasi significativa per il Lucherino ($P=0,077$). Per queste specie il conteggio a campione potrebbe quindi fornire una stima quantitativa del reale flusso migratorio leggermente più precisa rispetto all'inanellamento. Tale stima è di grande importanza per valutare correttamente lo stato di conservazione delle popolazioni migratrici. La migrazione attraverso le Alpi costituisce uno dei fenomeni più imponenti osservabili sul nostro territorio, monitorato a livello nazionale con un progetto coordi-

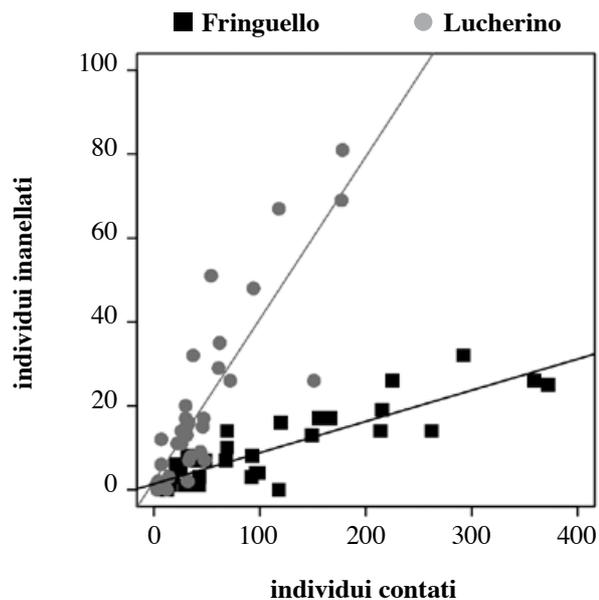


Fig. 1. Relazione tra individui contati ed inanellati per Lucherino e Fringuello nel corso del 2007. Ogni dato costituisce una giornata di attività. I conteggi sono stati effettuati durante periodi campione di 15 minuti ogni ora.

Specie	Individui contati in 15 minuti		Individui inanellati	
	r	P	r	P
Fringuello	0,743	0,000	0,665	0,000
Lucherino	0,679	0,000	0,541	0,000

Tab. 1. Risultati dell'analisi di correlazione non parametrica tra i due metodi di stima (conteggio nel quarto d'ora ed inanellamento) ed il passaggio migratorio reale (individui contati nell'ora completa).

nato di inanellamento (Progetto Alpi - Pedrini et al., 2008). L'integrazione dell'inanellamento con il conteggio visivo potrebbe fornire un utile strumento per ampliare lo spettro tassonomico oggetto di indagine e per aumentare la precisione della stima quantitativa della migrazione. L'Osservatorio del Passo di Spino ha avviato dal 2005 tale pratica, i cui risultati preliminari sono di indubbio interesse. Negli anni a venire è auspicabile un allargamento del conteggio visivo alle principali stazioni del Progetto Alpi; ciò potrà contribuire alla messa a punto ed alla standardizzazione dei metodi nonché allo sviluppo di analisi integrate delle informazioni numeriche derivate dall'inanellamento e dal conteggio visivo (Dunn et al., 2004), di grande importanza ai fini della conservazione degli uccelli migratori.

Ringraziamenti. Questo studio è stato finanziato dalla Regione Lombardia - Direzione Generale Agricoltura attraverso l'Ente Regionale per i Servizi all'Agricoltura e alle Foreste, che ha fornito l'indispensabile supporto logistico. Si ringraziano tutti gli inanellatori, i rilevatori, i volontari, gli studenti e gli amici che hanno partecipato alle operazioni di campo e che hanno contribuito con utili suggerimenti allo sviluppo delle metodologie adottate.

Summary

Comparison and integration of two methods for the study of migration: counts and ringing of migrating passerines at an alpine pass

From 2005 to 2008, in the month of October, we carried on a visual count census at an alpine pass ringing station during post-breeding migration, counting birds for 15 minutes/hour. We compared and integrated results obtained by ringing and counting for the two commonest migrating species, Chaffinch and Siskin. We found differences between species in the relative efficiency of the two methods, moreover we detected differences among years in capture efficacy of ringing station. Our results suggest that visual counts can increase the precision of quantitative estimate of migration, allowing also to increase the number of detectable species.

BIBLIOGRAFIA

- Alerstam T., Lindgren A., Nilsson S. G. & Ulfstrand S., 1973. Nocturnal passerine migration and cold front passages in autumn - a combined radar and field study. *Ornis Scand.*, 4: 103-111.
- Bruderer B. & Liechti F., 1994. Quantification of bird migration - different means compared. *Proc. Bird Strike Committee Europe*, 22: 243-254.
- Burnham K.P. & Anderson D.R., 2002. Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach. 2° edition, Springer-Verlag, New York, New York, USA.
- Leshem Y., 1989. Following Raptor Migration from the Ground, Motorized Glider and Radar at a Junction of Three Continents. *Raptor in the Modern World*, 3: 43-52.
- Pedrini P., Rossi F., Rizzolli F. & Spina F., 2008. Le Alpi italiane quale barriera ecologica nel corso della migrazione post-riproduttiva attraverso l'Europa: risultati generali della prima fase del Progetto Alpi (1997-2002). *Biol. Cons. Fauna*, 116: 1-336.
- Zehnder S. & Karlsson L., 2001. Do ringing numbers reflect true migratory activity of nocturnal migrants? *J. Ornithol.*, 142: 173-183.

IL MONITORAGGIO E LA CONSERVAZIONE DELL'ALBANELLA MINORE *Circus pygargus* NEL LAZIO: SINTESI DEI RISULTATI DI 7 ANNI DI ATTIVITÀ (2003-2009)

FEDERICO CAULI ⁽¹⁾, ARIANNA ARADIS ⁽²⁾, ENZO CALEVI ⁽³⁾, ROBERTO LIPPOLIS ⁽¹⁾,
ALICE MANENTI ⁽³⁾, ROBERTO RAGNO ⁽¹⁾, LORENZO SESTIERI ⁽¹⁾ & FRANCESCA ZINTU ⁽³⁾

⁽¹⁾ ALTURA – Via Cardinal Sanfelice, 4 – 00167 Roma, Italy (federico.cauli@fastwebnet.it)

⁽²⁾ ISPRA-Istituto Superiore per la Protezione e Ricerca Ambientale – Via Curtatone, 3 – 00185 Roma

⁽³⁾ LIPU - Sez. Viterbo – Strada Teverina 13 – 01100 Viterbo

L'Albanella minore *Circus pygargus* in Italia risulta migratrice regolare e nidificante estiva con una popolazione di 260-380 coppie (Bricchetti & Fracasso, 2003). Nel Lazio gli ultimi studi sulla popolazione nidificante risalgono alla fine degli anni '80, con una stima di circa 30 coppie, che riteniamo errata per difetto (Cauli et al., in stampa). Dal 2003 il G.S.C.A. (Gruppo Studio e Conservazione dell'Albanella minore) ha iniziato un nuovo progetto di monitoraggio per controllare lo status della popolazione nel Lazio, analizzarne il *trend* e pianificare atti di gestione e conservazione *in situ*.

L'area di studio si estende dal confine nord-occidentale della provincia di Roma fino al confine tra Lazio e Toscana, includendo quasi interamente il territorio della provincia di Viterbo. Si tratta di aree a diverso grado di antropizzazione, caratterizzate da un mosaico di ambienti coltivati, in prevalenza a grano duro, con lembi di vegetazione naturale. Dal 2003 al 2009, fra aprile e giugno, è stato effettuato un monitoraggio costante dell'area suddetta alla ricerca delle coppie riproduttive. Al fine di poter escludere qualsiasi interferenza negativa con il successo riproduttivo della specie, il nido non è mai stato controllato direttamente, di conseguenza rinunciando ad una precisa raccolta dei dati sulla fenologia riproduttiva. Per salvare le nidificazioni minacciate dal taglio si è proceduto in maniera diversa a seconda delle situazioni, passando dalla conservazione integrale del sito fino alla semplice conservazione di parte di vegetazione attorno al nido.

La popolazione, stimabile in circa 20-25 coppie nidificanti, è rappresentata da colonie molto ridotte (di 2-4 coppie ciascuna) e da qualche nidificazione isolata. Il tipo di coltura nel quale è stato rinvenuto il maggior numero di nidi (Tab. 1) è il grano duro, ma la preponderanza di questa graminacea nell'area di studio è tale da non poter suggerire una scelta preferenziale. Tuttavia si conferma, in accordo con quanto registrato agli inizi degli anni '80 nello stesso territorio (Arcà, 1991), un'aspettativa di successo decisamente maggiore nel caso di scelta del grano rispetto al fieno. Da segnalare (anno 2006) l'involto di un giovane da un nido costruito all'ombra di un rovo, all'interno di un ceduo inerbato limitrofo ai campi coltivati ove si riproducevano altre coppie.

Coltura	Nidi (A)	Nidi con involo (B)	Probabilità di involo registrata (B/A x 100)
grano duro	32 (54%)	6	18.75
fieno	18 (30.5%)	0	0
orzo	6 (10%)	0	0
incolto	2 (4%)	1	50
favino	1 (2%)	0	0

Tab. 1. Successo nidificazione correlato al tipo di coltura del sito riproduttivo (N=59, anni 2003-2009).

Anno	Coppie osservate	Nidi individuati	Giovani involati (senza intervento)	Giovani involati (con intervento)	Giovani involati/nido
2003	4	4	0	3	0.75
2004	9	7	0	5	0.71
2005	16	10	0	0	0
2006	16	13	1	0	0.08
2007	11	8	0	7	0.87
2008	13	10	0	9	0.90
2009	11	7	1	0	0.14

Tab. 2. Successo riproduttivo della popolazione monitorata (anni 2003-2009).

Tipo di intervento	Nidi interessati	Nidi con involo
Conservazione integrale del sito	15	6
Quadrato attorno al nido (metri 30x30)	4	0
Recinto elettrificato su campo mietuto	2	0
Nido su campo mietuto	4	0

Tab. 3. Analisi degli interventi di protezione effettuati sui nidi (N=25, anni 2003-2009).

In totale, dal 2003 al 2009, abbiamo registrato l'involto di 26 giovani (Tab.2). Di questi, 24 (circa il 92%) solo per intervento diretto. Il successo riproduttivo complessivo è risultato pari a 0.44 giovani involati/nido (su un totale di 59 nidificazioni osservate). Il dato risulta di poco inferiore a 0.62 giovani involati/nido registrato nella maremma toscano-laziale negli anni '80 (Arcà & Sammuri, 1983).

Nella Tab. 3, infine, si analizzano i tipi di intervento realizzati per la salvaguardia dei nidi. Si sottolinea che è sempre stata una nostra priorità optare per la salvaguardia integrale del sito (che sembra dimostrarsi il metodo migliore); si è ricorsi ad altri sistemi solo quando non era possibile accordarsi diversamente con i proprietari. La situazione dell'Albanella minore nel Lazio appare critica. Tra la fine degli anni

'80 e i primi anni del 2000, la popolazione nidificante si è dimezzata ed il basso successo riproduttivo registrato non fa che confermare la tendenza. Le ultime colonie si trovano per lo più in aree non protette, soggette spesso a pratiche agricole non controllabili. L'intervento di salvaguardia (se possibile integrale) appare per questa specie l'unica possibilità rimasta per poter resistere negli attuali luoghi di nidificazione. Siamo convinti che gli Enti preposti (Regione, Provincia etc.) non possano far altro che assumersi l'impegno economico, relativamente modesto, che comporta un'opera costante di monitoraggio e protezione.

Ringraziamenti. Si ringraziano l'Assessorato all'Ambiente e alla Cooperazione tra i popoli della Regione Lazio e la Provincia di Viterbo per il contributo economico.

Summary

Monitoring and conservation of Montagu's Harrier *Circus pygargus* in central Italy: synthesis of 7 years of activity (2003-2009)

In Italy, Montagu's Harrier *Circus pygargus* is a migratory and breeding bird of which population trend is considered stable. From recent reports, however, the nesting populations seem declining in all the breeding areas. We present data from a study conducted from 2003 to 2009 in central Italy. The study area was located on the borderline between Lazio and Tuscany.

The landscape is mainly used for mixed colture of cereal crops such as wheat, barley, hay. Harriers and nests were located each year through observation of birds showing territorial mating or nesting behavior. In the study area, the population breeds in small colonies (2-4 pairs) and the location of the colonies was fixed between years. Of 59 nests found, 54% were located in wheat, 30.5% in hay, 10% in barley, 2% in faba bean and only 4% in uncultivated fields. Even though all the nests were safeguarded, the failure of broods were high due to harvesting activities and predation. In this area Montagu's Harrier population is very vulnerable and strictly dependent on nest protection.

BIBLIOGRAFIA

- Arcà G. & Sammuri G., 1983. Biologia riproduttiva e status dell'Albanella minore nella maremma tosco-laziale. Atti II Convegno Italiano di Ornitologia.
- Arcà G., 1991. La conservazione dell'Albanella minore *Circus pygargus* nelle aree agricole della Maremma tosco-laziale - In: S.R.O.P.U., Atti V Convegno Italiano di Ornitologia. Suppl. Ric. Biol. Selvaggina, 27: 287-291.
- Bricchetti P. & Fracasso G., 2003. Ornitologia italiana. Vol.1 – Gaviidae-Falconidae. Alberto Perdisa Editore, Bologna.
- Cauli F., Aradis A., Caldera F., Calevi E., Castaldi A., Castelli E., Ceci M., Guerrieri G., Ialongo E., Montalto F., De Giacomo U., De Luca L., Lippolis R., Manenti A., Pacioni M., Prestinenzi M., Ragno R., Schiavano A., sestieri L., Valenti G., Ventura V., Zintu F., (in stampa). Dati preliminari sullo status dell'Albanella minore *Circus pygargus* nel Lazio. Atti XIV Convegno Italiano di Ornitologia (in stampa)

PRIMI DATI SU UNA NUOVA COLONIA DI BERTA MINORE *Puffinus yelkouan* DI RILEVANZA INTERNAZIONALE

ANDREA CORSO⁽¹⁾, OTTAVIO JANNI⁽¹⁾, HANS LARSSON⁽¹⁾ & MARCO GUSTIN⁽²⁾

⁽¹⁾ GROIS (Gruppo Ricerche Ornitologiche Isole Siciliane) – Via Camastra, 10 – 96100 Siracusa
(volerranteo@yahoo.it)

⁽²⁾ LIPU, Dipartimento Conservazione – Via Trento, 49a – 43122 Parma

La Berta minore *Puffinus yelkouan* è stata recentemente considerata più rara di quanto ritenuto in passato e per questo il suo status è stato cambiato in *Near Threatened* nel 2008 da BirdLife International (2004, 2006, 2008). Secondo Bourgeois & Vidal (2007) la popolazione mondiale può essere verosimilmente stimata in 5.899-9.409 coppie. A fine maggio 2006, HL & AC hanno osservato un *raft* di oltre 12.000 indd. poco a largo dell'isola di Lampedusa (Pelagie, AG). Negli atlanti dei nidificanti in Sicilia e nei lavori complessivi sull'avifauna regionale poco o nulla viene riportato sulla presenza di una colonia nidificante su quest'isola, tanto meno sulla sua consistenza (Massa, 1985; Lo Valvo et al. 1992; Iapichino & Massa, 1989; La Mantia et al. 2002, Corso, 2005). La presenza di una consistente colonia viene effettivamente segnalata per la prima volta da Robb & Mullarney (2008), a seguito delle osservazioni inedite di AC & HL. Successivamente, in riferimento alla citazione generica di questi autori, nell'Atlante della Biodiversità della Sicilia (AAVV, 2008), viene menzionata la presenza di una colonia anche se il numero di coppie indicato (500) sembra inferiore a quello realmente verificato. Un censimento più dettagliato, anche se non esaustivo, è stato effettuato nel marzo 2007. I primi dati raccolti vengono qui pubblicati. Allo scopo di verificare il numero di individui della colonia, nonché la percentuale di territorio dell'isola interessato dalla presenza di nidi e coppie riproduttive, sono state effettuate da marzo 2007 a aprile 2009 otto differenti visite in marzo-aprile (2), maggio (1), giugno-luglio (1), settembre (2), ottobre-novembre (2) per un totale di oltre 1000 ore di osservazione. Numerose sono state le ore di osservazione in mare, principalmente dal sito in cui era stato individuato nel 2006 il primo e più consistente *flock*. Giornalmente, tra le 18,30 (ora legale) sino al tramonto sono state effettuate osservazioni a mare dal parcheggio di Albero Sole (133 m), nell'area nord-occidentale dell'isola. Tramite l'ausilio di telescopio HD 20-60x e binocoli 10x, è stata controllata un'area marina di circa 3 km, dove, da esperienza precedente, è noto che lo stormo principale si riunisce in *raft* prima dell'accesso notturno alle pareti di riproduzione. In alcune date, sono stati effettuati rilevamenti da due differenti punti di osservazione: Albero Sole e faro di Capo Grecale. Trovato il gruppo, o i gruppi, si è preceduto ad una stima tramite conteggio di 100 indd. per quadrante. Per le stime ci si è avvalsi anche di foto digitali dell'intero *raft*, esaminate successivamente al computer per il conteggio. Il conteggio max. considerato si riferisce al

numero di indd. contemporaneamente stimati. Le osservazioni sono state principalmente effettuate in giorni di mare calmo, in quanto durante i giorni di vento e mare medio-mosso o molto mosso, risulta impossibile censire gli animali posati in mare. Per questo motivo il monitoraggio ha richiesto una-due settimane di lavoro per ogni visita. Sono stati effettuati ascolti notturni lungo un transetto definito, in assenza di luna e vento assente-moderato, quando l'attività canora è al suo massimo (Bourgeois et al. 2008; Robb & Mullarney, 2008). Il transetto, percorso in auto, si estende per circa 10 km dal vallone immediatamente a NE della base militare di Capo Ponente alla punta di cala Calandra, subito a Sud di Capo Grecale. Lungo il transetto, sono state effettuate 10 soste, distanti almeno 500 m l'una dall'altra, sufficiente per avere un'idea globale dei settori dell'isola interessati dall'attività canora notturna. Durante le soste, della durata di 20 minuti, è stata rilevata la presenza/assenza di soggetti in canto, sebbene la quantificazione circostanziata del numero di individui in canto contemporaneo è risultata praticamente impossibile. In tutti i siti di sosta, l'attività è risultata molto intensa, con decine di individui in emissione vocale contemporaneamente sentiti. La presenza di cavità occupate (*foot-print*, piume, deiezioni, ossa), è stata rilevata anche al di fuori dell'area coperta durante gli ascolti notturni, su i tratti di costa alti e scoscesi. Le visite durante il periodo post-riproduttivo hanno avuto lo scopo principale di censire il numero complessivo di individui presenti e indicare preliminarmente il successo riproduttivo, ed il numero di coppie presenti. Durante il presente studio, sono stati osservati in periodo riproduttivo (marzo-maggio) due principali *flocks* di 7000/8000+ indd., mentre in periodo post-involo (giugno-luglio e settembre) da 9000 a 12000 indd.

Questi conteggi permettono di stimare un apporto post-riproduttivo di 1000/5000 indd., presumibilmente attribuibili a giovani involati. Dai dati ottenuti, attualmente si stima in 2000/4000 + cpp. la colonia di Lampedusa (Corso et al., in prep.), che pertanto può essere considerata tra le più importanti a livello globale, meritevole di rilevanti sforzi per la sua protezione e conservazione.

Ringraziamenti. Desideriamo ringraziare per l'aiuto sul campo Igor Maiorano, Lucio Maniscalco, Clotilde Tomei, Alessandro Ponzoni, Michele Vigano, Silvio Davidsson, e altri osservatori. Si ringrazia i ragazzi della riserva naturale orientata. Lo studio è stato effettuato grazie ad un finanziamento della LIPU UK. La Svarowski Optic Italia ha fornito gli strumenti ottici utilizzati da AC.

Summary

First data on a new colony of Yelkouan Shearwater *Puffinus yelkouan* of international relevance

We present preliminary data on a recently newly discovered breeding colony of Yelkouan Shearwater. The first rafting flock was observed in late May 2006 by HL; as many as 12,000 birds were counted. AC, on behalf of LIPU UK, began research on this colony in 2006. Eight visits were carried out between March 2007 and April

2009. During the breeding season, we recorded up to 7,000/8,000 birds flocking before sunset, while up to 9,000/12,000 birds were estimated during the post-breeding period. We estimate a total of 2,000/4,000 breeding pairs.

BIBLIOGRAFIA

- AAVV., 2008. Atalante della biodiversità della Sicilia: Vertebrati terrestri. Studi & Ricerche. Arpa, Sicilia, Palermo, 6.
- BirdLife International 2004. Birds in Europe: Population Estimates, Trends and Conservation Status. BirdLife Conservation Series no. 12, BirdLife International, Cambridge, UK.
- BirdLife International 2006. Species Fact sheet: *Puffinus yelkouan*. BirdLife International, Cambridge, UK.
- BirdLife International 2008. Species Fact sheet Update: *Puffinus yelkouan*. BirdLife International, Cambridge, UK.
- Bourgeois, K. & E. Vidal, E. 2007. Yelkouan shearwater nest-cavity selection and breeding success. C. R. Biologies 330: 205-214.
- Bourgeois K. & Vidal E. 2008. The Mediterranean endemic Yelkouan shearwater *Puffinus yelkouan* population, distribution, threats and a plea for new data. Oryx, 42, 187-194.
- Bourgeois K., Dromzée S., Vidal E. & Legrand J. 2008. Yelkouan Shearwater *Puffinus yelkouan* presence and behaviour at colonies: not only a moonlight question. C. R. Biologies 331: 88-97.
- Corso, A. 2005. Avifauna di Sicilia. L'EPOS, Palermo. 320 pp.
- Corso, A., Gustin, M., Larsson, H., & Janni, O. in prep. Preliminary data on a recently discovered breeding colony of Yelkouan Shearwater *Puffinus yelkouan* of international relevance. British Birds.
- Iapichino, C. & Massa, B. (1989) The Birds Of Sicily. British Ornithologists' Union, Tring, UK.
- La Mantia T., Lo Valvo F. & Massa B., 2002. Gli Uccelli. pp. 89-105. In: Corti C., Lo Cascio P., Massetti M. & Pasta S., 2002. Storia naturale delle isole Pelagie. Ed. *L'Epos*, Palermo. pp. 189.
- Lo Valvo M., Massa B., & Sarà M., 1993. Uccelli e paesaggio in Sicilia alle soglie del terzo millennio. Il Naturalista sic. Vol. XVII, Suppl. 1993. pp. 374.
- Massa, B (ed.) 1985. Atlas Faunae Siciliane : Aves. Naturalista Sicil. 9 (spec.): 1- 242.

“PROGETTO *TYTO ALBA*”: PRIMI CINQUE ANNI DI RECUPERO AVIFAUNA IN PROVINCIA DI BIELLA

STEFANO COSTA, ANNAMARIA BALDASSI, CINZIA FIORINO & GIUSEPPE RANGHINO

LIPU sez. Biella-Vercelli c/o Stefano Costa – Via Quintino Sella, 16 – Cossato, BI (steocost@yahoo.it)

La Sezione LIPU di Biella-Vercelli è nata nel 1994 e dal 2000 svolge attività di recupero dell'avifauna in difficoltà per conto della Provincia di Biella.

In questo studio sono stati analizzati i dati riguardanti gli uccelli recuperati nel periodo 2000-2005, prendendo in considerazione la ripartizione dei soggetti tra le diverse specie, il periodo e la causa del ritrovamento. L'attività di recupero svolta fa capo al “Progetto *Tyto alba*” finanziato dalla Provincia di Biella e ha lo scopo di prestare le prime cure agli uccelli ritrovati in difficoltà sul territorio provinciale.

Durante il periodo considerato sono pervenuti 356 individui appartenenti a 14 ordini (Tab. 1). Gli individui soccorsi fanno capo a 61 specie diverse, ma quelle maggiormente recuperate (con un numero di individui superiore a 15) sono 8: *Apus apus* (64); *Buteo buteo* (32); *Strix aluco* (27); *Accipiter nisus* (20); *Columba livia* (20); *Turdus merula* (20); *Athene noctua* (18) e *Apus melba* (16). Tra queste risalta la quantità di *Apus apus*, poiché, essendo una specie fortemente inurbata, è più facile rinvenire i *pulli* che per qualche motivo non sono riusciti ad involarsi al primo tentativo. Il periodo caratterizzato dal maggior numero di arrivi è il trimestre giugno, luglio e agosto, specialmente dalla seconda decade di giugno alla prima di agosto (Fig. 1); in questo picco si concentrano i *pulli* di *Apus apus* e *Athene noctua*. Nel caso della civetta il numero riportato (18) non comprende gli individui che è stato possibile rimettere nei pressi del sito di nidificazione per essere riaffidati alle cure dei genitori. Il ritrovamento di nidiacei è la causa principale di ricovero, con 143 individui nei 5 anni considerati, ma a questa si aggiungono: trauma da impatto (122); stordimento (28); debilitazione (17); piumaggio rovinato (8); ferita da arma da fuoco (6); altri (32). Mettendo in relazione le 8 specie principali con le cause di ricovero (Fig. 2) notiamo che il ritrovamento di nidiacei costituisce più del 50% nei rapaci notturni *Strix aluco* e

Ordine	Totale
Passeriformes	95
Apodiformes	80
Accipitriformes	56
Strigiformes	51
Columbiformes	35
Ciconiiformes	9
Piciformes	9
Falconiformes	7
Anseriformes	3
Gruiformes	3
Cuculiformes	3
Galliformes	2
Charadriiformes	2
Caprimulgiformes	1

Tab. 1. Numero di individui recuperati suddivisi per ordine.

Athene noctua e negli Apodiformi rinvenuti, mentre per quanto riguarda *Buteo buteo* e *Accipiter nisus* la causa principale è riconducibile al trauma da impatto, specialmente contro autoveicoli su strade secondarie ove la velocità di percorrenza è più elevata. Queste 8 specie vengono notate più facilmente proprio perché o giacciono nei pressi delle carreggiate o nidificano in ambiente urbano, risultando quindi maggiormente visibili anche ad occhi meno attenti. La categoria “altro” della Fig. 2 comprende cause meno frequenti come ferite di arma da fuoco, penne rovinare e debilitazione, che hanno interessato rispettivamente 5, 7 e 8 soggetti.

I totali raccolti anno per anno (Fig. 3) evidenziano in linea generale un aumento dei

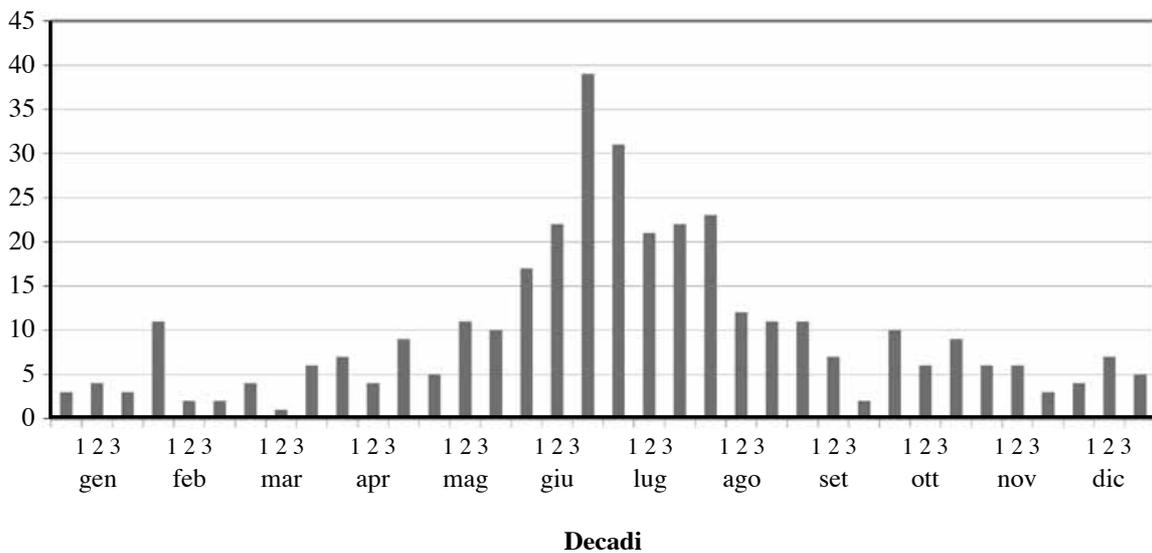


Fig. 1. Numero di individui pervenuti suddiviso per decadi.

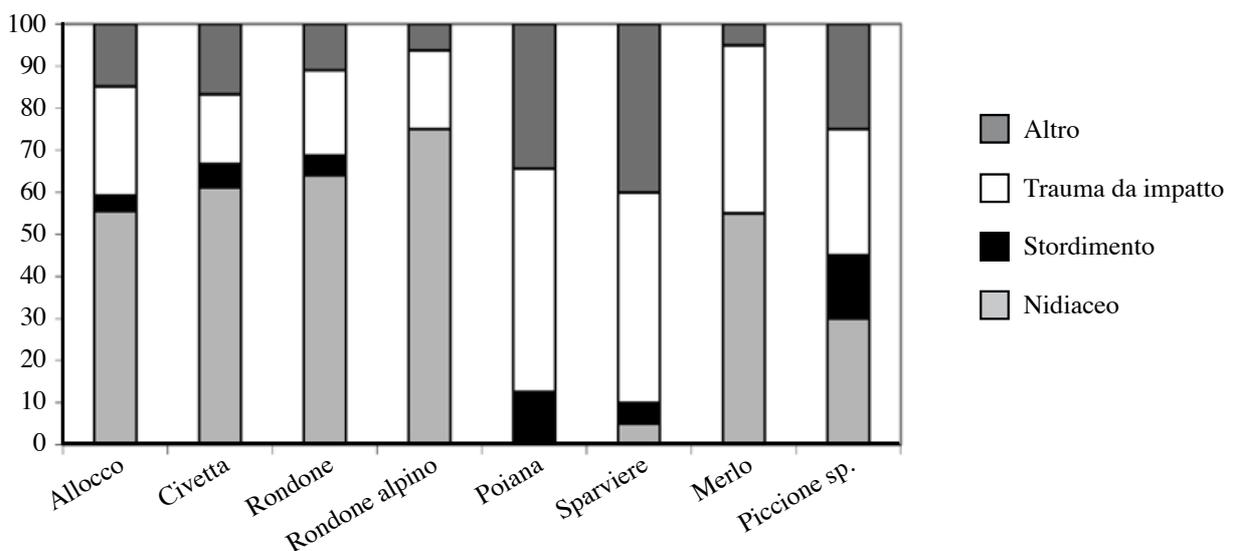


Fig. 2. Principali specie recuperate correlate alla causa del ricovero.

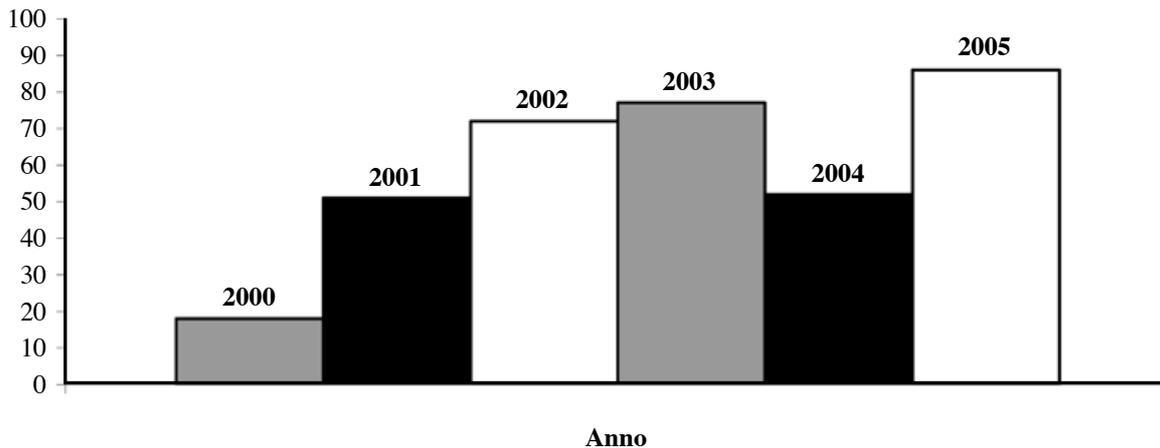


Fig. 3. Numero di individui recuperati nei cinque anni considerati.

soggetti sottoposti a cure e dei 356 esemplari recuperati dai volontari della LIPU, ben il 48,5% ha ripreso la libertà, dimostrando pertanto l'efficacia dell'attività svolta. Un'ulteriore conferma l'abbiamo anche dai dati dei successivi anni 2006 e 2007, che riportano rispettivamente un totale di 97 e 101 animali portati in cura.

Abbiamo rilevato anche un trend positivo nella ricchezza specifica legata ai soggetti recuperati, passando da 17 specie raccolte nel 2000 a 32 dell'anno 2005.

I dati proposti in questo studio dimostrano come la sezione LIPU locale abbia svolto un lavoro continuo e serio in questi anni. Nonostante ciò, dall'anno 2008 la Provincia di Biella ha affidato l'attività di recupero al Coordinamento della Protezione Civile.

La sezione Biella Vercelli della LIPU comunque non cessa di essere un punto di riferimento ben saldo nella popolazione locale, che continua a contattarci per chiedere consigli e sapere a chi rivolgersi per affidare gli uccelli. Siamo certi che i risultati positivi dei precedenti anni, uniti ai continui progressi svolti, sensibilizzeranno maggiormente la popolazione all'attenzione verso l'avifauna e la natura in generale. Tutto questo è stato reso possibile grazie al continuo aumento delle attività organizzate, alla presenza della sezione su internet nei vari canali quali un sito, il blog e facebook, il tutto concretizzato dall'immane disponibilità dei volontari.

Summary

“Progetto Tyto alba” first 5 year of bird recovering in Biella district

This study analyzed data on the animals recovered in the period 2000-2005 taking into account the distribution of subjects among the different species, the timing and the cause of finding.

**HIGH DENSITY OF THE WOODCHAT SHRIKE *Lanius senator*,
THE RED-BACKED SHRIKE *Lanius collurio*
AND THE LESSER GREY SHRIKE *Lanius minor*
IN AN AREA OF BASILICATA REGION, SOUTHERN ITALY**

AUGUSTO DE SANCTIS ⁽¹⁾, SERENA CIABÒ ⁽²⁾, CHIARA RIZZI ⁽¹⁾, CATERINA COPPOLA ⁽³⁾

⁽¹⁾ *Stazione Ornitologica Abruzzese, C/o Museo De leone – C.da Collalto, Oasi WWF Lago di Penne Penne (PE) (a.desanctis@wwf.it)*

⁽²⁾ *IAAP-WWF, Centro Fauna Rupestre dell'Appennino, Riserva naturale regionale Gole del Sagittario – Anversa degli Abruzzi (AQ)*

⁽³⁾ *Contrada Pantano – 85010 Pignola (PZ)*

The density of three species of shrikes, the Woodchat Shrike *Lanius senator*, the Red-backed Shrike *Lanius collurio* and the Lesser Grey Shrike *Lanius minor*, was studied in a hilly area of the Basilicata Region, Southern Italy. The high part of the Bradano catchment is mainly characterized by wide extensions of cereal steppes with scattered trees and bushes, hedgerows and small woods at a height between 500 and 800 m a.s.l..

This study has been conducted over four years (2006-2009), with field work concentrated at the end of the reproductive season of each year (1-20 of August), just when the young birds fledged from their nests. In the study area the birds remained in their breeding territories until the end of August. Observations have been made along the same nine transects (total length 123 km, range 5 - 25,1 km) each year from a car at a speed of 20-30 km/h and with a 7x42 binocular. Only adult birds were counted. In areas with more shrubs and small woods the car stopped for 30 s - 1 min for actively searching the birds. The transects were not conducted during moderate-strong windy days. During the years 2008 and 2009 four more transects of totally 34,8 km were added, thus reaching a total of 157,5 km. All transects were on secondary tarmac roads in the territories falling into the municipalities of Genzano di Lucania, Maschito, Forenza, Acerenza, Palazzo S. Gervasio and Banzi (Fig.1).

The Woodchat Shrike resulted to be the most abundant species with 211 total observations, followed by the Lesser Grey Shrike with 48 observations and the Red-backed Shrike with 47 observations. In tab 1 were reported the I.K.A. values for each year of the three species.

Differences between species were statistically significant in each year (Friedman ANOVA and Kendall Coefficient of Concordance, $df=2$, $n=9$ for 2006 and 2007 and $n=13$ for 2008 and 2009, p always ≤ 0.01). This was due to the high density of the Woodchat Shrike compared to the other two species. The between-years variations of the I.K.A. value for each species were not significant (Friedman ANOVA and Kendall Coefficient of Concordance, $df=2$, $n=9$ for 2006 and 2007 and $n=13$ for 2008 and 2009, p always ≥ 0.30).

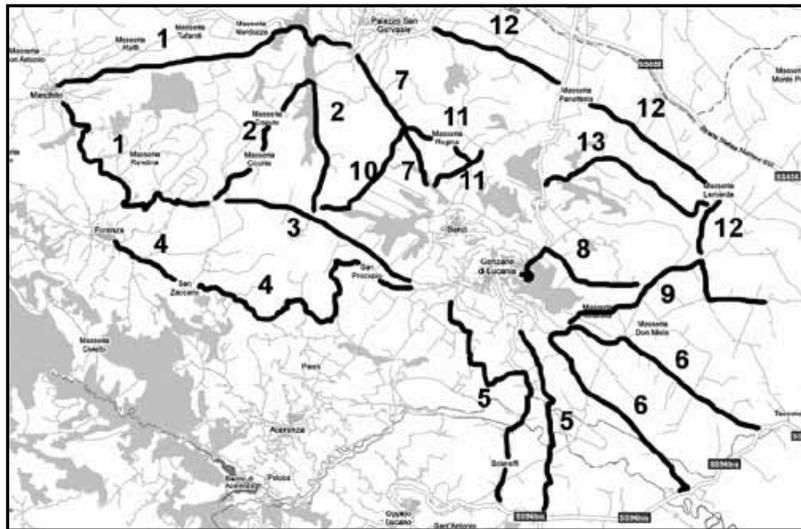


Fig. 1. The study area and all transects.

Transect n.	Km	WCS06	LGS06	RBS06	WCS07	LGS07	RBS07	WCS08	LGS08	RBS08	WCS09	LGS09	RBS09
1	25,1	0,199	0,000	0,000	0,040	0,000	0,040	0,398	0,040	0,359	0,518	0,040	0,159
2	11,9	0,084	0,000	0,000	0,336	0,084	0,000	0,168	0,084	0,168	0,252	0,000	0,084
3	10,1	0,396	0,198	0,000	0,594	0,000	0,099	0,891	0,000	0,000	0,198	0,000	0,099
4	16,6	0,361	0,000	0,181	0,181	0,060	0,060	0,181	0,000	0,181	0,663	0,000	0,241
5	20,3	0,197	0,099	0,049	0,246	0,099	0,000	0,246	0,000	0,000	0,394	0,099	0,049
6	16,9	0,473	0,237	0,118	0,710	0,059	0,000	0,710	0,000	0,000	0,414	0,118	0,000
7	5,9	0,169	0,000	0,000	0,169	0,169	0,000	0,508	0,000	0,169	0,847	0,339	0,169
8	8,0	0,375	0,000	0,125	0,250	0,000	0,250	0,125	0,000	0,000	0,125	0,125	0,000
9	9,0	1,222	0,667	0,333	1,222	0,111	0,111	0,667	0,000	0,000	0,778	0,000	0,000
10	5,0							0,200	0,600	0,000	0,000	0,200	0,200
11	5,9							0,508	0,339	0,000	0,000	0,169	0,000
12	15,8							0,316	0,443	0,000	0,063	0,190	0,000
13	8,1							0,247	0,000	0,123	0,494	0,000	0,247
I.K.A.		0.39	0.13	0.08	0.41	0.06	0.05	0.40	0.12	0.08	0.36	0.10	0.10
		±0.34	±0.22	±0.11	±0.37	±0.06	±0.08	±0.24	±0.20	±0.11	±0.28	±0.10	±0.10
								(0.41)*	(0.02)*	(0.10)*	(0.46)*	(0.08)*	(0.09)*

* in parentheses the IKA value considering only the first nine transects

Tab. 1. I.K.A. values for each transect. CS=Woodchat Shrike, LGS= Lesser Grey Shrike, RBS=Red-backed Shrike, in parentheses the year of the transect.

Results showed that our study area should be considered one of the most interesting in Italy for the conservation of the Woodchat Shrike and of the Lesser Grey Shrike, both species being in rapid decline in different part of their European areal. According to the present study, metapopulations appeared to be stable in the period we mon-

itored. Significant metapopulations of other species of conservation concern breed in this area, such as the Black-headed Bunting *Emberiza melanocephala*, the Calandra Lark *Melanocorypha calandra* and the Red Kite *Milvus milvus*. The latter species has been observed during the whole year at the dump site of the Genzano di Lucania municipality, with flocks of 70-120 individuals. A roost-site of more than 100 individuals was identified on Pubescent Oaks just near the dump-site. The study area resulted of great importance in the post-reproductive period also for other species such as the Lesser Kestrel *Falco naumanni*, the Short-toed Eagle *Circaetus gallicus*, the Common Buzzard *Buteo buteo* and the Lanner *Falco biarmicus*. These species concentrate on specified stubble fields where explosions of grasshoppers occurred. In the area there are several projects for the development of industrial wind-farms. Moreover there are plans which could cause the rapid transformation in the land-use, due to the adoption of the European funds for agriculture and to the introduction of irrigation schemes. These modifications could be dangerous for these species linked with steppe areas. For these reasons it is necessary to assure conservation actions and monitoring programmes for the species of European Concern. It is actually inexplicable why this area with this very high density of species of high conservation value is not yet gazetted as a Special Protection Area under the EU 409/79/CEE "Bird Directive".

Riassunto

Elevata densità di Averla capirossa *Lanius senator*, Averla piccola *Lanius collurio* e Averla cenerina *Lanius minor* in un'area della Basilicata

Le densità di Averla capirossa, Averla cenerina e Averla piccola sono state studiate tra il 2006 e il 2009 in un'area della Basilicata caratterizzata da vaste estensioni di steppe cerealicole con radi cespugli, alberi isolati e siepi. Il metodo utilizzato è stato il transetto da auto, con 123 km percorsi nel 2006 e 2007 e 157,5 km nel 2008 e 2009. Tutte le strade sono asfaltate e rientrano nei territori dei comuni di Genzano di Lucania, Maschito, Forenza, Acerenza, Palazzo S. Gervasio e Banzi. L'Averla capirossa è risultata la specie più abbondante, con 0.36-0.41 ind/km, seguita dall'Averla cenerina con 0.06-0.13 ind/km e dall'Averla piccola con 0.05-0.10 ind/km. La densità delle tre specie è risultata significativamente diversa tra di loro in ognuno dei 4 anni a causa dell'alta densità dell'Averla capirossa. La densità di ogni singola specie è risultata simile nel 4 anni. L'area di indagine può quindi ritenersi tra le più interessanti in Italia per la conservazione dell'Averla capirossa e dell'Averla cenerina. Ospita altresì significative popolazioni riproduttive di specie di interesse conservazionistico, quali Zigolo capinero, Calandra e Nibbio reale. Il Grillaio, il Biancone, la Poiana e il Lanario mostrano alte concentrazioni in periodo post-riproduttivo, quando esplodono le popolazioni di ortotteri nelle stoppie. Impianti eolici e introduzione dell'irrigazione pongono a grave rischio queste specie. Appare inspiegabile come quest'area non sia stata designata quale ZPS.

NUOVI DATI SULLA NIDIFICAZIONE DELLA BECCACCIA DI MARE *Haematopus ostralegus* IN LAGUNA DI VENEZIA

DIEGO FASANO, MARIO CAPPELLETTO & ALESSANDRO MARIN

Via G. Rossini, 6 – 33026 Portogruaro (diegofasano@provincia.venezia.it)

L'attuale *status* di conservazione della Beccaccia di mare *Haematopus ostralegus* in Europa risulta favorevole. In Italia è nidificante, migratrice regolare, con soggetti provenienti sia dall'Europa centro-settentrionale che dal Mar Nero, e svernante parziale (Spagnesi & Serra, 2003).

La specie risulta nidificare lungo le coste del Mediterraneo solo in una ventina di siti. Dati riferibili allo scorso decennio attestavano che la popolazione riproduttiva complessivamente presente in quest'area era di circa 300 coppie (Scarton & Valle, 1998), una sessantina delle quali in Italia (Valle et al., 1997), in particolar modo concentrate nel Delta del Po e nel complesso delle zone umide venete e friulane che si confermano di assoluta importanza nazionale per la specie.

Il reinsediamento della Beccaccia di mare, quale nidificante in Laguna di Venezia, risale alla seconda metà degli anni Novanta del secolo scorso, dopo un'assenza di quasi un secolo. Il fenomeno è sicuramente riconducibile sia allo spostamento di soggetti dal vicino Delta del Po, dove attualmente in periodo riproduttivo è stimata la presenza di 100-120 coppie, che alla comparsa di contesti sub-ottimali di recente costituzione, naturali come ad es. il Bacan di S. Erasmo o artificiali, dovuti a lavori di ingegneria idraulica (ricostituzione delle barene e riporti da dragaggio dei canali). La prima deposizione è stata accertata nel 1996 (Scarton & Valle, 1997; 1998), da allora si è assistito ad un progressivo aumento del numero delle coppie nidificanti nella parte centro-meridionale della laguna. Nel 1998-99, con l'accertamento delle prime tre nidificazioni nelle Casse di Colmata (Scarton et al., 2000) venivano stimate in laguna sud tra le 6 e le 8 coppie (Guzzon et al., 2001), mentre nel 2004 esse si assestavano sulle 10-12 coppie (Bon et al., 2004).

In laguna nord, invece, dove solo nel 2000 è stata accertata la riproduzione (De Poli & Rosson, 2001). Le coppie territoriali osservate dagli Autori nel corso della primavera-estate 2008 sono state 9/10 ed è stata accertata la deposizione da parte di una di esse di quattro uova su una barena della Palude di Cà Zane. Si è inoltre osservata la presenza di pulcini sia al Bacan di S. Erasmo che sulle barene prospicienti l'aeroporto (L. Panzarin *com. pers.*). Questi dati, che confermano l'attività riproduttiva della specie nella parte nord della laguna, accorpati a quelli inediti riferibili ad altre 15-20 coppie presenti nell'area centro-meridionale (A. Sandri e L. Ceccherelli *com. pers.*), permettono di stimare verosimilmente l'attuale popolazione potenzialmente riproduttiva di Beccaccia di mare in Laguna di Venezia in 24-30 coppie.

Ringraziamenti. Gli autori desiderano ringraziare Lucio Panzarin, e i colleghi della Polizia Provinciale di Venezia per i dati forniti.

Summary

New data concerning Oystercatcher *Haematopus ostralegus* in Venice Lagoon (North Italy)

BIBLIOGRAFIA

- Bon M., Semenzato M., Scarton F., Fracasso G. & Mezzavilla F., (Red.), 2004. Atlante Faunistico della provincia di Venezia. Assessorato Caccia, Pesca e Polizia Provinciale della provincia di Venezia;
- De Poli D. & Rosson G., 2001. Flora e Fauna della Pianura Veneta Orientale. Osservazioni di campagna 2000. Ass. Nat. Sandonatese, San Donà di Piave;
- Guzzon C., Kravos K., Panzarin L., Rusticali R., Scarton R., Utmar P., Valle R., 2001. Volpoca (*Tadorna tadorna*) e laro-limicoli (Charadriiformes) nidificanti lungo la costiera nord-adriatica: situazione nel 1998-1999. Boll. Mus. civ. St. nat. Venezia, 52: 183 -191;
- Scarton F. & Valle R., 1997. La Beccaccia di mare, *Haematopus ostralegus*, torna a nidificare in Laguna di Venezia. Riv. ital. Orn., 66: 202-203;
- Scarton F. & Valle R., 1998. Nuovi insediamenti di Beccaccia di mare *Haematopus ostralegus* sul litorale veneto e sua importanza a livello del Mediterraneo. Boll. Mus. Civ. St. nat. Venezia, 48 (suppl.): 86-89;
- Scarton F., Semenzato M., Tiloca G., Valle R., 2000. L'avifauna nidificante nelle casse di colmata B e D/E della Laguna di Venezia (non *passeriformes*): situazione al 1998 e variazioni intercorse negli ultimi vent'anni. Boll. Mus. civ. St. nat. Venezia, 50: 249-261;
- Spagnesi M., Serra L. (a cura di), 2003. Uccelli d'Italia. Quad. Cons. Natura, 16, Min. Ambiente - Ist. Naz. Fauna Selvatica;
- Valle R., Rusticali R., Scarton F., Grussu M., Utmar P., Vettorel M., 1997. Status e distribuzione della Beccaccia di mare *Haematopus ostralegus* nidificante in Italia. Riv. ital. Orn. 67: 169-175.

**MONITORAGGIO DELLA POPOLAZIONE DI
SUCCIACAPRE *Caprimulgus europaeus*
NEL PARCO FLUVIALE REGIONALE DELLO STIRONE**

MARIA ELENA FERRARI ⁽¹⁾, MASSIMO SALVARANI ⁽¹⁾ & SERGIO TRALONGO ⁽²⁾

⁽¹⁾ Via Rivalta, 11 – 43037 Lesignano de' Bagni (PR) (marief@libero.it)

⁽²⁾ Consorzio del Parco fluviale regionale dello Stirone – Via Loschi, 5
43039 Salsomaggiore Terme (PR) (direzione@parcostirone.it)

Nell'ambito del Progetto “Ricerche naturalistiche finalizzate al monitoraggio di specie di interesse conservazionistico” il Parco dello Stirone (Emilia-Romagna) ha avviato nel 2007 un monitoraggio di *Caprimulgus europaeus* (All. I Dir. Uccelli, Conv. di Berna, SPEC 2), specie inserita nella Lista Rossa degli uccelli nidificanti in Italia (“a più basso rischio”) (Bulgarini et al., 1998) e a status indeterminato in Emilia-Romagna (Gustin et al., 2000).

Obiettivi della ricerca sono stati:

- individuare la distribuzione di questa specie all'interno del Parco;
- fornire indicazioni sull'habitat di elezione;
- fornire indicazioni sulla conservazione e sulla gestione della specie oggetto della ricerca.

Il Parco (ca. 2500 ha) si estende lungo l'asta del torrente Stirone (PR-PC) ed è caratterizzato dall'alternanza di aree boscate e agricole; lungo il torrente sono presenti popolamenti forestali ripariali a prevalenza di pioppi e salici, mentre nella parte collinare predominano i querceti a prevalenza di roverella. Ai margini delle aree agricole sono diffusi filari arborei e siepi arbustive. I transetti per il monitoraggio al canto sono stati selezionati mediante foto aeree e sopralluoghi negli habitat vocati alla riproduzione della specie.

La specie è altamente territoriale, piuttosto “vocale”, facilmente riconoscibile al canto e in grado di effettuare spostamenti anche di 6 km dall'area di nidificazione per alimentarsi (Tucker, 1995; Alexander & Cresswell, 1990); la tecnica di censimento consigliata (cfr. Gilbert et al., 1998; Cadbury, 1981) è quella del “Censimento per punti di ascolto al canto spontaneo” nei periodi di intensa attività territoriale, pre-riproduttiva e riproduttiva, maggio-luglio (Bibby et al., 1992); la tecnica consente di mappare i territori dei maschi in canto (*churring*). I conteggi sono stati ripetuti due volte a breve distanza di tempo.

L'analisi dei dati, considerando la distribuzione dei contatti e le abitudini in prevalenza monogame della specie (Cramp, 1985), ha permesso di stimare un numero di maschi cantori pari ad almeno 19 coppie nidificanti. Tale dato potrebbe rappresentare una sottostima in quanto la metodologia adottata, confrontata con altri metodi di rilevamento (p.e. radiotracking), sembrerebbe censire solo il 76% della popolazione

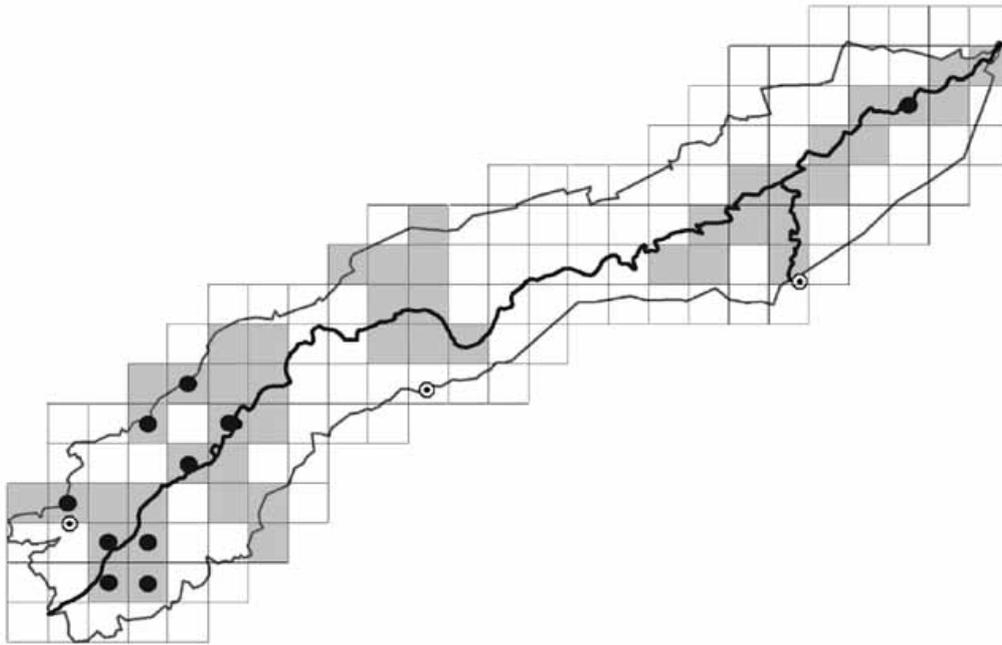


Fig. 1. Presenza della specie nel Parco. Il territorio è stato suddiviso in celle di 500 m di lato, in grigio sono evidenziate le celle in cui la specie è stata indagata.

reale (Bowden & Green, 1991); potrebbero quindi essere presenti da 19 a 25 coppie. Si registra una maggior densità nella parte meridionale del Parco (fig. 1). In particolare è da notare l'alta densità di contatti sul M. Combu: $d=13$ cp/kmq, con una distanza minima registrata tra due contatti di soli 30 m. Questo è un valore interessante se confrontato con i dati in letteratura): Ravasini (1995) riporta densità di 9 cp/0,5 kmq in una ex cava del torrente Enza (PR) e 6 cp/0,2 kmq in una zona collinare calanchiva, sempre in provincia di Parma; nel Parco del Taro è stata rilevata una densità massima pari a 6.8-8.2 individui/kmq (Chierici, 2000) e la massima densità rilevata va da 5 a 20 cp/kmq (Cleere & Nurney, 1998).

La densità registrata sul M.Combu potrebbe essere dovuta alla particolare conformazione del territorio, poco esteso (1 kmq) ma con tutte le caratteristiche favorevoli alla specie (Cramp, 1985; Tucker & Heat, 1994): aree boscate con radure e fasce di transizione (siepi, strade sterrate e specchi d'acqua).

Sulla base dei risultati ottenuti da questa ricerca sono state individuate alcune azioni/misure di conservazione:

- Mantenimento di aree con mosaico di vegetazione come elementi di transizione tra spazi aperti e zone boscate con copertura densa.
- Gestione delle aree boscate con alternanza di elementi maturi ed elementi più giovani.
- Interventi di decespugliamento e sfalcio nelle aree a prato (Bonazzi et al., 2003).
- Creazione/mantenimento di radure di 150 m x 150 m (Burgess et al., 1989).
- Creazione di potenziali siti di nidificazione.

Le azioni di conservazione per il Succiacapre vanno anche a beneficio di un'altra specie: la Tottavilla *Lullula arborea* (Species Action Plan, 2008).

Ringraziamenti. Si ringraziano i rilevatori L. Cattini e L. Minari, i Collaboratori, il Personale del Parco, F. Trapani, i Volontari che hanno partecipato al progetto.

Summary

Population monitoring of Nightjar *Caprimulgus europaeus* in the “Natural Park of Stirone River”- Northern Italy

The monitoring of Nightjar was carried out during the breeding season 2007. This study aimed to mapping territory, having information about habitat selection, species conservation and protection. The census method applied was counting the number of churring males walking about standardised transect line, selected between favourite habitats. The number of Nightjar breeding in the study area is between 19 (min.)-25 (max) pairs. The highest density found was 13 pairs/kmq. The actions for the species management and protection proposed are the creation of potential nest-sites and creating favourable habitats.

BIBLIOGRAFIA

- Alexander I., Cresswell B., 1990. Foraging by Nightjars *Caprimulgus europaeus* away from their nesting areas. *Ibis*, 132: 568-574.
- Bibby C. J., N. D. Burgess, D. A. Hill, 1992. *Bird Census Techniques*. Academic Press, London.
- Bonazzi P., Farina F., Favaron M., 2003. Popolamento di Succiacapre, *Caprimulgus europaeus*, nella Riserva Naturale Sasso Malascarpa. *Riv. Ital. Ornit. Milano* 72 (2): 227-232, 30-VI-2003.
- Bowden C. G. R., Green R. E., 1991. The ecology of Nightjars on pine plantation in Thetford Forest. RSPB international report.
- Bulgarini F., Calvario E., Fraticelli F., Petretti F. & Sarrocco S. (eds), 1998 - Libro rosso degli Animali d'Italia Vertebrati. WWF Italia, Roma.
- Burgess N. D., Evans C. E., Sorensen J., 1989. Management case study - The management of heathland for Nightjars at Minsmere, Suffolk. Reserve Ecology Department Reserve Division.
- Cadbury C.J., 1981. Nightjar census methods. *Bird Study* 28, 1-4.
- Chierici E., 2000. Monitoraggio al canto della popolazione di Succiacapre (*Caprimulgus europaeus*) nel Parco del Taro. Anno 2000 (rel. Inedita).
- Cleere N., Nurney D., 1998. Nightjars. A guide to Nightjars and Related Nightbirds. Pica Press.
- Cramp S. (ed), 1985. *The Birds of Western Palearctic*. Vol. IV. Oxford University Press, Oxford.
- Gilbert G., D.W. Gibbons, E. Evans, 1998. *Bird Monitoring Methods*. The Royal Society for the Protection of Birds, Sandy, U.K.
- Gustin M., Zanichelli F., Costa M., 2000. Lista Rossa degli uccelli nidificanti in Emilia-Romagna. Regione Emilia-Romagna Bologna.
- Ravasini M., 1995 - L'avifauna nidificante nella provincia di Parma, Editoria Tipolitotecnica.
- Species Action Plan - Nightjars (*Caprimulgus europaeus*) - Downloaded on November 2008.
- Tucker G. M., Heath M.F. 1994. *Birds in Europe: their conservation status*. Birdlife International.

AGGIORNAMENTO SULL'ATTIVITÀ DI MONITORAGGIO DEL RE DI QUAGLIE *Crex crex* PROMOSSO DALLA REGIONE AUTONOMA FRIULI VENEZIA GIULIA: ANNI 2007-2008

FABRIZIO FLORIT ⁽¹⁾ & GIANLUCA RASSATI ⁽²⁾

⁽¹⁾ Regione Autonoma Friuli Venezia Giulia, Ufficio Studi Faunistici – Via Sabbadini, 31
33100 Udine (fabrizio.florit@regione.fvg.it)

⁽²⁾ Regione Autonoma Friuli Venezia Giulia, Ispettorato Ripartimentale Foreste di Tolmezzo
Via San Giovanni Bosco, 8 – 33028 Tolmezzo (gianluca.rassati@regione.fvg.it)

La più importante popolazione nazionale del Re di quaglie *Crex crex*, elencato tra le specie potenzialmente minacciate a livello globale ('near threatened') della lista rossa IUCN (BirdLife International, 2008), è quella del Friuli.

A partire dall'anno 2000 la Regione autonoma Friuli Venezia Giulia coordina la raccolta dei dati effettuata dal personale del Corpo forestale regionale (CFR) nell'ambito del programma di monitoraggio regionale della specie (Gottardo et al., 2001 e 2003; Florit & Rassati, 2005; Florit & Rassati, in stampa). Nel 2008 è stato redatto un progetto mirante a revisionare le modalità di raccolta dati e a razionalizzare le procedure di archiviazione e georeferenziazione degli stessi, sviluppando opportuni strumenti informatizzati di data entry via web, integrati nel Sistema Informativo Biodiversità del Friuli Venezia Giulia (SIBFVG). Tali applicativi consentiranno di ridurre i tempi di trasmissione dei dati dai raccoglitori al coordinamento centrale, consentendo così un puntuale aggiornamento dei rapporti annuali di analisi e sintesi. La Tab. 1 riporta la sintesi dei risultati dell'attività di monitoraggio regionale del Re di quaglie aggiornata all'anno 2008. I dati di presenza e assenza della specie sono stati sintetizzati in Unità di Rilevamento (UR) di dimensioni pari a 3200×2800 m, corrispondenti agli elementi della Carta Tecnica Regionale Numerica in scala 1:5000.

La drastica riduzione del numero di maschi cantori riscontrata nel 2005 e nel 2006 rispetto agli anni precedenti, in parte riconducibile al minor sforzo di indagine (UR indagate), appare ridimensionata nell'ultimo biennio di indagine. La stima della popolazione regionale dell'anno 2008, a fronte di un maggior numero di UR indagate, risulta inferiore a quella dell'anno 2007, come evidenziato pure dal calo del numero di UR occupate dalla specie.

A fronte di uno status incerto dell'andamento delle popolazioni regionali del Re di quaglie, si ritiene importante affiancare ai censimenti ornitologici un monitoraggio degli habitat che consenta di predisporre concrete azioni di gestione. In tale contesto, le metodologie di mappatura degli ambienti pratici sviluppate nell'ambito del progetto del 2008, rappresentano un primo contributo alla realizzazione delle basi conoscitive necessarie alla predisposizione di un piano d'azione per la conservazione della specie.

Anno	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008
N. maschi in canto	325	199	205	157	146	91	76	133	115
N. UR occupate	93	79	81	69	60	45	33	58	54
N. UR indagate	177	198	202	202	169	122	79	147	153

Tab. 1. Risultati del censimento del Re di quaglie in Friuli Venezia Giulia.

Ringraziamenti. Per la raccolta dei dati in campo ringraziamo il personale del Corpo forestale regionale. Un ringraziamento a Matteo De Luca, Bruno Dentesani, Luca Dorigo, Roberto Parodi, Davide Pasut e Pierluigi Taiariol, per i dati inediti forniti, e a Sergio Gollino per il prezioso supporto in fase di archiviazione e georeferenziazione dei dati.

Summary

Corncrake *Crex crex* monitoring promoted by Autonomous Region of Friuli Venezia Giulia: 2007-2008 update

The Autonomous Region of Friuli Venezia Giulia has promoted the monitoring of Corncrake *Crex crex* since year 2000; the censuses are carried out by Regional Forest Service rangers and allow a periodical assessment of the most important national population of the species. Results of censuses in 2007 and 2008 are presented. In 2008 a Project was developed in order to revise data collection procedures and improve data storing and geocoding procedures using web-GIS applications. These tools are essential to provide basic geo-coded information for conservation planning and habitat management.

BIBLIOGRAFIA

- BirdLife International, 2008. *Crex crex*. In: IUCN 2009. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2009.1. [www.iucnredlist.org. Consultato il 5.10.2009].
- Bibby C.J., Burgess N.D., Hill D.A. & Mustoe S.H., 2000. Bird Census Techniques. 2nd ed. Academic Press, London.
- Florit F. & Rassati G., 2005. Il Re di quaglie *Crex crex* in Friuli Venezia Giulia: 5 anni di monitoraggio (2000-2004). Avocetta, 29: 110.
- Florit F. & Rassati G., (in stampa). Il monitoraggio di una specie prioritaria per l'Unione Europea promosso dalla Regione autonoma Friuli Venezia Giulia: il Re di quaglie *Crex crex*. Atti XIV Conv. It. Orn., Trieste, 26-30 settembre 2007. Atti Mus. civ. St. nat. Trieste.
- Gottardo E., Luise R., Zorzenon T., Ota D. & Florit F., 2001. Il censimento del Re di quaglie *Crex crex* nel Friuli-Venezia Giulia nel 2000. Avocetta, 25: 212.
- Gottardo E., Luise R., Zorzenon T., Ota D., Di Gallo M., Facchin G. & Florit F., 2003. Il censimento del Re di quaglie *Crex crex* in Friuli-Venezia Giulia negli anni 2001 e 2002. Avocetta, 27: 111.

IL GRILLAIO *Falco naumanni* IN UMBRIA (ITALIA CENTRALE)

ANGELA GAGGI ⁽¹⁾ & ANDREA MARIA PACI ⁽²⁾

Via dell'Antico Forno, 2 – 06012 Città di Castello (PG) (angigaggi@libero.it)
Provincia di Perugia – Via Pierucci, 11 – 06012 Città di Castello (PG)
(andreamaria.paci@provincia.perugia.it)

In Italia la nidificazione del Grillaio *Falco naumanni*, specie minacciata di estinzione a livello globale (cat. SPEC 1), è localizzata in Basilicata, Puglia e nelle due isole maggiori. Tuttavia dai primi anni Novanta del secolo scorso si assiste all'occupazione sempre più regolare di territori del centro e del nord della Penisola. Secondo una recente ipotesi, improvvise presenze in tarda estate potrebbero attribuirsi a una dispersione postriproduttiva a fini alimentari verso latitudini più settentrionali. Nelle province di Ferrara, Modena e Parma sono già noti tentativi o casi accertati di nidificazione così come in Friuli Venezia Giulia e in Umbria sono segnalate presenze di adulti, immaturi e giovani durante l'intero periodo riproduttivo.

Scopo del contributo è di presentare una serie di informazioni sull'ecologia del Grillaio in Umbria (Gaggi & Paci 2008).

La migrazione del Grillaio interessa l'Umbria con rotte che farebbero pensare a un andamento "a cappio" (cfr. Heim de Balsac & Mayaud in G.R.I.N. 2009), sud-vest-nord-est tra marzo e maggio e nord-est-sud tra agosto e settembre. Nel viaggio ai quartieri di riproduzione sarebbero seguiti il litorale tirrenico o la valle del Tevere, poi superati l'Appennino umbro-marchigiano e la costa adriatica (cfr. Gustin et al., 2003, Pandolfi & Sonet 2006, Borioni & Baldoni 2007). Di ritorno i migratori, di nuovo in Appennino, tenderebbero a incanalarsi lungo il sistema di praterie a *Festuco-Brometalia* presente sulla dorsale, dove trovano abbondanza di cibo nel corso della giornata (Tab. 1) e luoghi protetti (es. rimboschimenti di *Pinus nigra*) per la sosta notturna.

Nell'Umbria nord-orientale avvistamenti di gruppi familiari in giugno-luglio hanno fornito i presupposti per considerare tali presenze come probabili nidificazioni. Gli ambienti sono quelli della campagna preappenninica di tipo tradizionale e dei prati culminanti a sfalcio periodico, a quote comprese tra i 500 e i 1000 m s.l.m..

Ipotesi sull'aumentata contattabilità di questa specie potrebbero essere le seguenti:

- A. una maggiore attenzione durante la ricerca di campo.** Il Grillaio frequenta da sempre, almeno in migrazione, tutta la penisola ma in passato potrebbe essere stato scambiato ripetutamente per Gheppio *Falco tinnunculus* o per Falco cuculo *Falco vespertinus*, con il quale può mischiarsi durante i passi;
- B. un'espansione dell'areale verso nord.** Il Grillaio frequenta con maggiore regolarità l'Italia centro settentrionale dagli ultimi 10-15 anni. L'incremento di avvistamenti potrebbe correlarsi agli stravolgimenti meteorologici che hanno caratterizzato questo periodo e, conseguentemente, al verificarsi di condizioni clima-

TAXA Atteso (prede italiane di <i>Falco naumanni</i>)	TAXA Atteso (prede italiane di <i>Falco tinnunculus</i>)	TAXA Atteso (Ortotteri area di studio)	TAXA Osservato 15 settembre 2007 4 borre (62 prede)	TAXA Osservato 17 settembre 2008 6 borre (272 prede)
CHILOPODA				
DIPLOPODA				
ARACNIDA				
INSECTA	INSECTA			
MANTODEA	MANTODEA			
ORTHOPTERA	ORTHOPTERA		Gryllotalpidae <i>Gryllotalpa gryllotalpa</i> (18)	Gryllotalpidae <i>Gryllotalpa gryllotalpa</i> (235)
		Acrididae	<i>Corthippus dorsatus</i> (2) <i>C. parallelus</i> (2) <i>Dirshius petraeus</i> (1) <i>Acrididae</i> indet. (22)	Acrididae indet. (10)
		Catantopidae		
		Ephippigeridae		
		Gryllidae	<i>Gryllus campestris</i> (3)	
		Oecanthidae		
		Phaneropteridae		
		Tetrigidae		
		Tettigonidae		
ETEROPTERA				
COLEOPTERA	COLEOPTERA		<i>Coriocleon excoriatus</i> (1) <i>Onthophagus vacca</i> (4) <i>Onthophagus</i> sp. (2)	<i>Coriocleon excoriatus</i> (2) <i>Otiorhynchus alpicola</i> (1) <i>Onthophagus vacca</i> (1) <i>Pseudocleonus italicus</i> (4) <i>Barinotus obscurus</i> (1) Curculionidae sp. (2) Chrysomelidae sp.(4) Carabidae sp.(3) Coleoptera indet. (3)
DERMAPTERA			<i>Forficula auricularia</i> (7)	
	DIPTERA			
LEPIDOPTERA	LEPIDOPTERA			
HYMENOPTERA	HYMENOPTERA			Formicidae sp. (1) Hymenoptera indet. (2)
ANPHIBIA	ANPHIBIA			
REPTILIA	REPTILIA			<i>Chalcides chalcides</i> (1)
AVES	AVES			
MAMMALIA	MAMMALIA			Chiroptera sp. (1) <i>Microtus</i> gr. <i>savii</i> (1)

Tab. 1. Prede rinvenute in 10 borre di *Falco naumanni*/*F. tinnunculus* raccolte in settembre nel Pian Grande (Castelluccio di Norcia, PG - 1.270 m s.l.m.), sotto posatoi comuni ai due falchi. Non essendo stato possibile risalire alla specie che le aveva espulse, l'atteso è stato impostato sulla base delle diete primaverile-estiva del Grillaio (Palumbo 1997; Pantone et al., 1999; Durante & La Gioia 2008) e autunno-invernale del Gheppio (Simmi et al., 1997; Groppali 2007) conosciute per l'Italia. Relativamente al taxon maggiormente rinvenuto in essa (Orthoptera) sono state riportate anche le famiglie censite nell'area di studio (E. Goretti, com. pers., Archivio Dip. Biologia Cellulare e Ambientale, Università di Perugia). Interessante la predazione di Scarabeidi coprofagi del genere *Onthophagus*, seppur con valori minimi (2.0 %), su escrementi bovini.

tiche tali da influenzare, stagionalmente, la presenza del rapace anche a latitudini superiori rispetto ai confini dell'areale storico (cfr. Rodriguez & Bustamante 2003, Ferrer et al., 2008).

Ringraziamenti. Si ringraziano per la cortese collaborazione: Gianluca Benciven-
ga, Stefano Bottazzo, Roberto Casalini, Luca Convito, Roberta Gaggi, Enzo Goret-
ti, Fabrizio Gosti, Stefano Laurenti, Renzo Rabacchi, Leandro Raggiotti, Lorenzo
Starnini.

Summary

Lesser Kestrel *Falco naumanni* in Umbria (central Italy)

The authors report the status of Lesser Kestrel *Falco naumanni* in Umbria (central Italy) with notes about feeding.

BIBLIOGRAFIA

- Borioni M., Baldoni M.R., 2007. La migrazione primaverile nel Parco del Conero. InfoMigrans 19: 7.
- Ferrer M., Newton I., Bildstein K., 2008. Climatic change and the conservation of migratory birds in Europe: identifying effects and conservation priorities. 2nd Meeting of the Group of Experts on Biodiversity and Climate Change. Seville, Spain, 13-15 March 2008.
- Gaggi A., Paci A.M., 2008. Nuovi dati su fenologia e distribuzione del Grillaio *Falco naumanni* in Umbria. Uccelli d'Italia XXXIII (1-2): 113-114.
- G.R.I.N. (Global Raptor Information Network), 2009: Lesser Kestrel *Falco naumanni* www.global-raptors.org
- Gustin M., Sorace A., Borioni M., Ardizzone D., Gabrielli A., Gildi R., Trotta M., 2003. La migrazione dei rapaci diurni sul promontorio del Conero (AN) nella primavera 1999-2001. Avocetta 27: 63.
- Pandolfi M., Sonet L., 2006. La migrazione dei rapaci nel Parco del San Bartolo (Marche). Parco Naturale del Monte San Bartolo.
- Rodriguez C., Bustamante J., 2003. The effect of weather on Lesser Kestrel breeding success: can climate change explain historical population declines? Journal of Animal Ecology, vol. 72, n. 5: 793-810.

LA STARNA *Perdix perdix* NEL PARCO NATURALE GOLA DELLA ROSSA E DI FRASASSI (AN) DOPO 2 ANNI DI REINTRODUZIONE

PAOLO GIACCHINI ⁽¹⁾, PIETRO SPADONI ⁽¹⁾, FILIPPO SAVELLI ⁽¹⁾ & MASSIMILIANO SCOTTI ⁽²⁾

⁽¹⁾ *Hystrix – Via Indipendenza, 47 – 61032 Fano (PU) (paolo.giacchini@hystrix.it)*

⁽²⁾ *Parco Regionale Gola della Rossa e di Frasassi – Serra S. Quirico (AN)*

La Starna (*Perdix perdix*) è una delle specie che ha subito maggiormente le conseguenze delle alterazioni ambientali degli ultimi decenni in Italia, con deciso decremento (Meriggi et al., 2002, 2007). Per il valore culturale, sociale, naturalistico e per la valenza di specie ombrello per la tutela delle comunità biotiche di ambienti agricoli e prativi, il Parco Naturale della Gola della Rossa e di Frasassi (AN) ha avviato un progetto di reintroduzione della Starna nel proprio territorio, cofinanziato da Provincia di Ancona e Federcaccia provinciale di Ancona. Il progetto è stato preceduto da un piano di fattibilità. Il Parco misura 10.230 ettari, compresi tra 170 e 1.100 m. La reintroduzione è stata effettuata nel 2007 e 2008, in 10 zone del Parco, con oltre 750 starne da allevamento dell'età di 90-120 giorni, in due turni da agosto a ottobre. L'ambientamento è stato effettuato in voliere di piccole dimensioni (4x4 m), con gruppi di 25-30 individui, di cui un maschio adulto.

I monitoraggi sono stati eseguiti con radio-tracking (20 starne all'anno dotate di radiotrasmittente a zainetto del peso di 8,1 g), censimento al canto (marzo-aprile), censimento in battuta con cane (gennaio-febbraio), censimento delle nidiate (luglio).

La sopravvivenza media delle starne con radiotrasmittente è risultata di 33 giorni nel 2007 e di 40,7 giorni nel 2008; nel 2007 è stata superiore nei rilasci di ottobre (39 gg), nel 2008 la migliore sopravvivenza è ascrivibile al rilascio di agosto (50 gg).

A marzo (termine della fase gregaria) la sopravvivenza minima accertata è 15,4% (2007) e 11% (2008). La percentuale inferiore del 2008 non considera le numerose segnalazioni di brigate e individui, anche uccisi, all'esterno del Parco.

La struttura gregaria accertata è stata mantenuta per una media di 120,3 giorni nel 2007 e 175,6 giorni nel 2008 quando in tutti i siti sono rimasti nuclei fino al mese di marzo.

I parametri della dispersione post-rilascio sono illustrati in tab. 1.

L'areale medio di dispersione accertato a marzo è di 35 ettari (DS 42) nel 2007 e 284 (DS 322) nel 2008, con distanze medie rispettivamente di 251 (DS 475) e 490 (DS 1110) m. A luglio l'areale medio è stato di 99 ettari (DS 127) nel 2008 e 346 (DS 382) nel 2009.

Nella stagione riproduttiva 2008 sono segnalate almeno 6 coppie, di cui solo una si è riprodotta con successo; in quella 2009 la componente riproduttiva è raddoppiata con ben 13 coppie rilevate, di cui 4 con successo.

Nel periodo settembre 2008-luglio 2009 l'habitat più frequentemente rilevato è rap-

n.	Zona 2007	Areale (ha)	Distanza media (m)	Distanza max (m)	DS (m)
1	Rocchetta	12	110	627	168
2	Fossi	35	178	481	192
3	Genga	77	212	2.284	359
4	Foce	2	74	226	68
5	Cerqueto	133	562	2.988	775
6	Vallemania	1	88	327	113
7	Valmontagnana CR	20	155	1.304	243
8	Valmontagnana WWF	4	93	508	139

n.	Zona 2008	Areale (ha)	Distanza media (m)	Distanza max (m)	DS (m)
1	Acquasanta	257	565	3.581	1.014
2	Monte Murano	783	1.219	5.136	1.847
3	Genga	141	281	1.535	289
4	Foce	55	224	1.128	310
5	Cerqueto A+B	50	52+242	216+605	58+156
6	Vallemania	7	106	387	128
7	Valmontagnana CR	880	498	7.484	1.368

Tab. 1. Parametri della dispersione accertata a fine marzo (struttura gregaria).

presentato da erbai e medicai (29%) in una situazione di elevata diversificazione ambientale (fig. 1). Da segnalare la presenza di aree urbanizzate, orti e giardini comunque afferenti alle abitazioni, che confermano una frequentazione di habitat antropizzati ma a bassa densità, propri dell'Appennino marchigiano.

Il progetto di reintroduzione mantiene alcuni aspetti positivi, legati a mancanza di attività venatoria del Parco, caratteristiche colturali sufficientemente idonee alla spe-

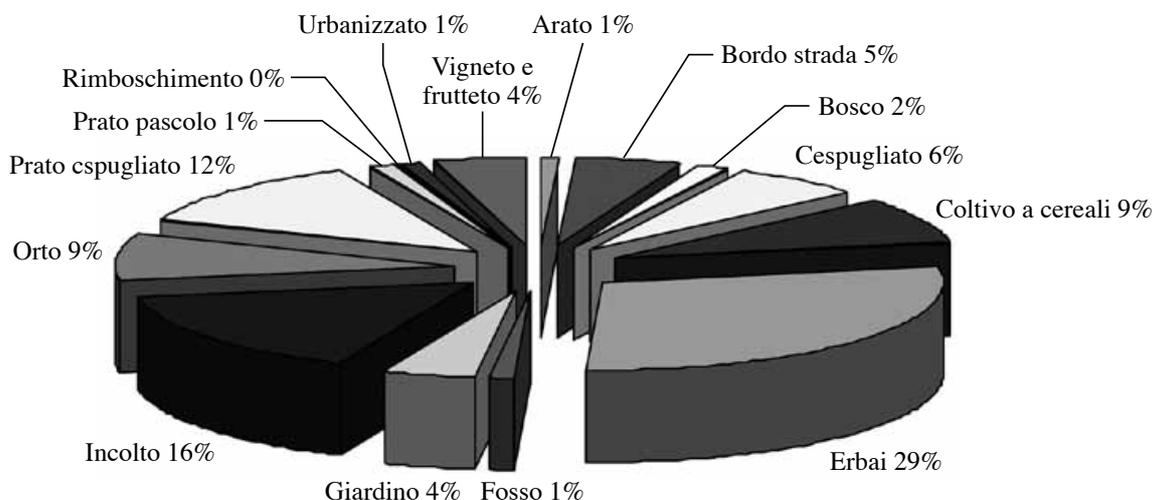


Fig. 1. Preferenze ambientali della Starna (settembre 2008 - luglio 2009).

cie, preparato nucleo di operatori volontari. È comunque necessario prolungare la liberazione annuale di contingenti significativi di starni (Meriggi et al., 2007) e realizzare più aree di reintroduzione per una rete nell'Italia centrale.

Ringraziamenti. Si ringrazia per la collaborazione Marco Bonacoscia e Marco Mattioli (Hystrix), Valerio Ballerini ed il personale del Parco, Laura Lampa e Vittorio Faloppi (Provincia di Ancona), Ivo Amico (Federcaccia Provinciale di Ancona), Jacopo Angelini, Francesco Cappelletti, Gianfranco Cofani e tutti gli operatori. Un ricordo particolare allo scomparso Roberto Pieragostini, guardia del Parco.

Summary

The Grey Partridge *Perdix perdix* in Rossa and Frasassi Gorge Natural Park after 2 year of reintroduction

In the period between August-October 2007 and 2008 a project of re-introduction of grey partridge was started in the Rossa and Frasassi Gorge Nature Park. During two years, 750 90-120 day old grey partridges were released in the wild inside the protected area. The average survival time of radiotagged individuals was 33 (2007) and 40,7 (2008) days. Flock's endurance in March was 15,4% (2007) and 11% (2008) and flock's structure was retained for 120,3 and 175,6 days (media). The medium dispersal area was 35 (SD 44) (2007) and 289 (SD 322) hectares (2008), the average distance of grey partridge from the release point was 251 (SD 475) and 490 (SD 1110) m.

BIBLIOGRAFIA

- Meriggi A., Cuccus P., Brangi A., Mazzoni della Stella R., 2002. High mortality rate in a grey partridge population reintroduced in Central Italy. *Italian Journal of Zoology*, 69: 19-24.
- Meriggi A., Mazzoni della Stella R., Brangi A., Ferloni M., Massoni E., Merli E., Pompilio L., 2007. The reintroduction of grey and red-legged partridges (*Perdix perdix* and *Alectoris rufa*) in central Italy: a metapopulation approach. *Italian Journal of Zoology*, 74 (3): 215-237.

ATLANTE DELLE MIGRAZIONI IN PUGLIA

GIUSEPPE LA GIOIA ⁽¹⁾ & SERGIO SCEBBA ⁽²⁾

⁽¹⁾ *Osservatorio Faunistico della Provincia di Lecce*

Via Europa, 95 – 73021 Calimera (LE) (giuseppelagioia@tin.it)

⁽²⁾ *Gruppo Inanellamento Limicoli – Traversa Napoli, 58 – 80078 Pozzuoli (NA)*

La conoscenza dei movimenti degli uccelli è fondamentale sia per acquisire maggiori informazioni sulla biologia e l'ecologia delle specie sia nella gestione dell'ambiente naturale. La conoscenza delle rotte migratorie trova grande applicazione nella valutazione dell'impatto antropico, con particolare riferimento alla pianificazione territoriale, all'individuazione di aree meritevoli di conservazione e alla realizzazione di infrastrutture.

Per determinare l'origine e/o la destinazione delle popolazioni migranti è stata utilizzata la banca-dati organizzata dal "Gruppo Inanellamento Limicoli" (G.I.L., Napoli) che contiene dati relativi a riprese in Italia, Corsica e Malta, dalla quale è stato poi estrapolato un archivio dei dati relativi alla Puglia. A questi dati sono stati aggiunti quelli provenienti da ricatture e letture di anelli colorati forniteci da numerosi colleghi appositamente contattati e, in larga parte, dall'archivio nazionale di uccelli inanellati in Italia con anelli colorati. Purtroppo, nonostante sia stata inoltrata una richiesta ufficiale da parte dell'Osservatorio Faunistico della Provincia di Lecce per l'utilizzo dei dati di ripresa relativi alla sola regione Puglia, il Centro Nazionale di Inanellamento non ha ritenuto opportuno fornirli.

La banca dati realizzata per l'analisi delle catture/riprese in Puglia comprende 4.905 dati, di cui 3.596 frutto dell'osservazione di anelli colorati, che coprono un arco di tempo che va dal 1912 al 2008. Questi dati sono relativi a 2.144 esemplari di 141 differenti specie (95 non Passeriformi e 46 Passeriformi) con una media di $2,3 \pm 4,0$ dati per esemplare ed un numero massimo di 64 (Tab. 1). L'analisi delle riprese evidenzia una predominanza di dati inerenti Laridi e Fenicotteridi per l'elevato numero di letture; i Laridi sono la famiglia con più dati anche senza tener conto delle letture, seguiti da Turdidi, Scolopacidi, Irundinidi, Anatidi, Silvidi e Fasianidi. I dati di cattura/ripresa interessano 50 differenti paesi, europei, africani ed asiatici. Dopo l'Italia, che presenta il maggior numero di dati sia di cattura che di ripresa, Francia, Ucraina, Croazia, Ungheria e Finlandia sono le nazioni col maggior numero di dati di cattura, mentre Francia, Spagna, Tunisia, Grecia e Repubblica Centrafricana sono quelle col maggior numero di riprese.

L'andamento delle riprese nel corso degli anni è decisamente crescente con valori maggiori a partire dalla seconda metà del secolo scorso, quando il numero di ricatture per decennio è sempre superiore a 100; si assiste ad un calo nel decennio 1981-90 che presenta, comunque, un valore più alto di quelli registrati nei decenni anteriori

Tipo	Descrizione	Riprese	Specie
Estero-Puglia	Uccelli inanellati all'estero e ripresi in Puglia	1.180	137
Coll. Estero-Puglia	Ulteriori dati di uccelli tipo Estero-Puglia	222	9
Italia-Puglia	Uccelli inanellati nelle altre regioni italiane e ripresi in Puglia	340	35
Coll. Italia-Puglia	Ulteriori dati di uccelli tipo Italia-Puglia	609	8
Totale dati di uccelli inanellati fuori Puglia		2.351	
Puglia-Estero	Uccelli inanellati in Puglia e ripresi all'estero	495	19
Puglia-Italia	Uccelli inanellati in Puglia e ripresi nelle altre regioni italiane	977	11
Puglia-Puglia	Uccelli inanellati e ripresi in Puglia	112	20
Totale dati di uccelli inanellati in Puglia		1.584	

Tab. 1. Composizione dell'archivio catture/ripreses della Puglia, escluse le autoricatture.

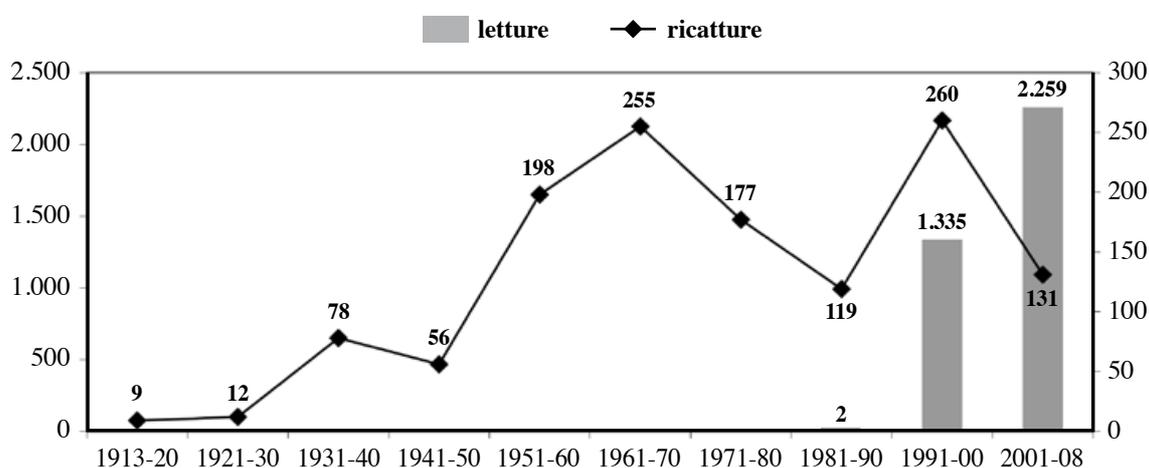


Fig. 1. Andamento delle riprese (letture e ricatture) negli anni.

al 1950, che non superano le 78 ricatture. Il numero di catture relativamente basso nell'ultimo decennio è dovuto al periodo di tempo considerato che coinvolge meno di 8 anni ed al ritardo che intercorre tra la ricattura e la trasmissione del relativo dato dai centri di inanellamento nazionali. Le letture di anelli colorati iniziano nel 1990 con solo due dati per poi avere un rapidissimo incremento nei due decenni successivi (Fig. 1). Le riprese hanno valori maggiori di frequenza nell'intervallo da 600 a 1.000 km e da 1.300 a 1.600 km, poi calano lentamente fino a 2.800; dopo questo valore non vi è mai un numero elevato di dati. Le letture, più numerose, sembrano mostrare una distribuzione più uniforme con un numero maggiore di dati fino a 1.900 e tre evidenti picchi nella fascia 0-100 km, 400-500 e 1.400-1.500 km strettamente legati alla distribuzione delle più importanti zone umide europee (Fig. 2). Il numero di riprese cala in maniera logaritmica con l'aumentare del tempo, come è ovvio aspettarsi a causa della mortalità degli esemplari inanellati. L'andamento delle ricatture e

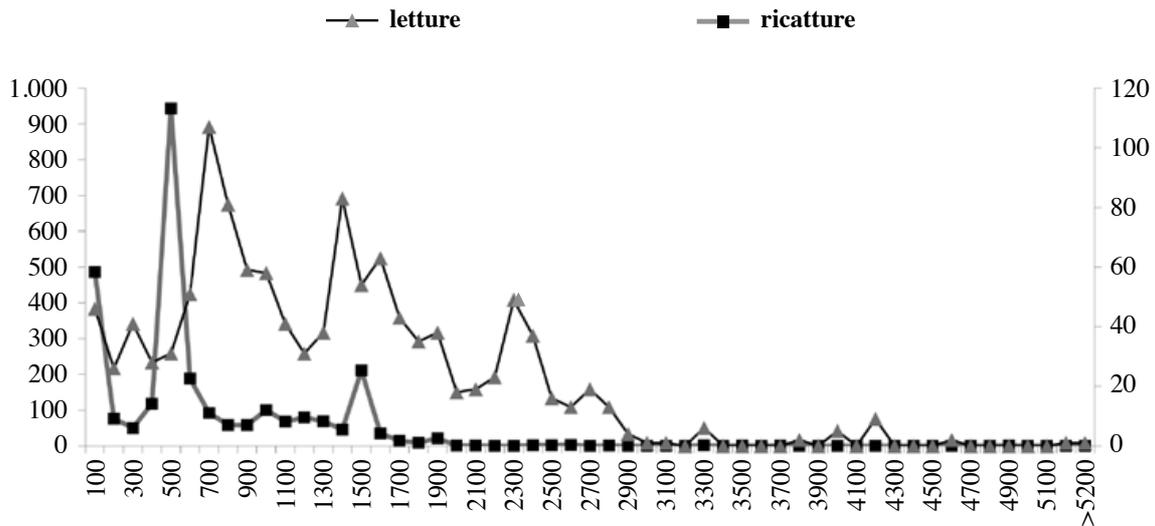


Fig. 2. Numero di riprese (letture e ricatture) in funzione della distanza.

delle letture è diametralmente opposto nel corso dell'anno: infatti le prime presentano i numeri minori in estate (giugno-luglio), mentre le seconde sono effettuate maggiormente in questo periodo dell'anno (maggio-settembre).

La distribuzione delle aree di provenienza degli uccelli ripresi in Puglia durante la migrazione di andata è differente nei periodi luglio-agosto e settembre-dicembre. Nel primo periodo le direzioni di provenienza appaiono molto disperse su una media di $167^\circ \pm 91^\circ$, mentre nel secondo sono più concentrate su una media è $181^\circ \pm 49^\circ$. Sebbene non ci sia differenza statisticamente significativa tra queste due direzioni medie, ve ne è tra le medie della distanza (t di Student = -2,993 con 306 g.l., $P = 0,003$), che risulta maggiore nel secondo periodo, 1.234 ± 682 con valore massimo di 3.417, contro 816 ± 479 e valore massimo di 1.528 km del periodo luglio-agosto. Le riprese di uccelli in migrazione di ritorno sono ascrivibili a pochi esemplari di poche specie che, inoltre, manifestano comportamenti differenti.

Per le 57 specie di cui si disponeva di un numero di dati superiore a 5 sono state realizzate schede con carte degli spostamenti e riportate alcune statistiche (record disponibili, distanza percorsa, velocità di spostamento, longevità).

Ringraziamenti. I nostri ringraziamenti per la indispensabile collaborazione vanno alle moltissime persone ed istituzioni che hanno contribuito ad organizzare l'archivio su cui è basato questo lavoro.

Summary

Apulia Migration Atlas

The Apulia Migration Atlas analyze the 4.905 ring/recovery data concerning to Apulia and 50 European, Middle East and Africa countries and belonging to 2.144 birds of 141 different species.

LE GARZAIE DEL LAGO DI CAMPOLATTARO (2002-2009)

VINCENZO MANCINI & CLAUDIO MANCUSO

Oasi WWF Lago di Campolattaro – Contrada Cuffiano – 82026 Morcone (BN)
(lagodicampolattaro@wwf.it)

In Italia nidificano 7 specie di Ardeidi coloniali. Negli ultimi decenni tutte le specie hanno esteso il proprio areale riproduttivo al centro-sud ed il totale delle garzaie è passato da 71 nel 1981 a 290 nel 2002 (Fasola et al., 2007).

Nel processo di colonizzazione di nuovi siti nelle regioni meridionali, i bacini artificiali rivestono un ruolo importante, in particolare in aree appenniniche.

Il Lago di Campolattaro ospita una garzaia dal 2002. L'invaso, originato dallo sbarramento del F. Tammaro, si trova a 380m slm, nei comuni di Campolattaro e Morcone (BN). Esteso 1000 ha, si sviluppa per 5,2 km di lunghezza e 1,3 km di larghezza. Il clima è di tipo appenninico-continentale. La vegetazione è costituita da boschi di *Quercus cerris* e *Q. pubescens*, prati steppici a *Bromus erectus*, canneti e boschi igrofilo di salici, pioppi e ontani.

L'area è Oasi WWF dal 2003 e ricade nel SIC "Alta Valle del Fiume Tammaro" (IT8020001). L'invaso è ancora in fase di riempimento, pertanto la fisionomia delle sponde e della vegetazione igrofila è in continua evoluzione.

La garzaia è stata individuata e censita nei primi due anni da Guglielmi (Guglielmi, 2005). Negli anni successivi i censimenti sono stati a cura dell'Oasi WWF, effettuati a distanza, con il conteggio diretto dei nidi occupati.

Nel 2008 e 2009, trovandosi la garzaia in favorevoli condizioni di osservazione, è stato possibile raccogliere dati sulla biologia riproduttiva, effettuando 1-2 visite settimanali da marzo ad agosto.

Localizzazione delle garzaie - La garzaia ha occupato 7 diversi siti in 8 anni: 4 boschi di salici allagati, 2 boschi di pioppi secchi emergenti dall'acqua e un bosco di roverelle su un pendio esposto a Est a valle della diga, quest'ultimo occupato nel 2006 e 2007 da nitticore e garzette.

Negli anni 2006, 2007 e 2009 la colonia è risultata divisa in 2 nuclei distanti tra loro rispettivamente 4,5 km, 2,5 km e 1 km.

Il cambiamento di sito è stato determinato nel 2005 dal disturbo conseguente ad esercitazioni dei VV.FF., nel 2006 dal taglio della vegetazione nel canale di deflusso della diga (sito occupato l'anno precedente), in altri casi può essere attribuito alle variazioni del livello dell'acqua nel bacino.

Andamento delle popolazioni - Il totale dei nidi è passato da 9 a 215, con una lieve flessione nel 2005 spiegabile con il disturbo che ha causato il cambiamento di sito a nidificazione iniziata (Fig. 1).

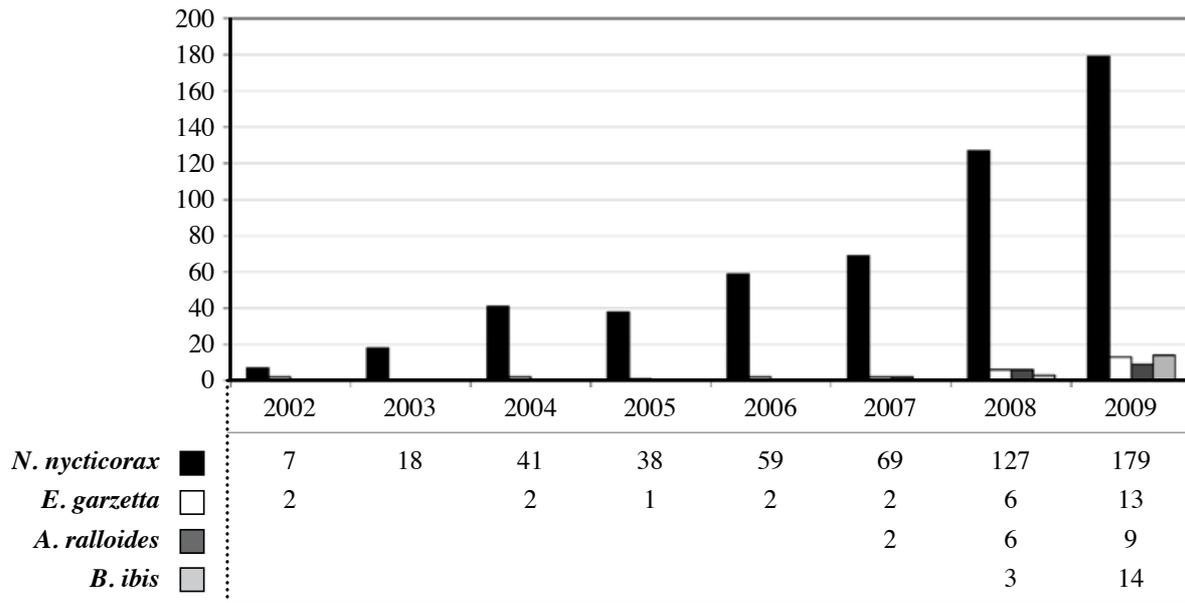


Fig. 1. Andamento del numero di coppie nidificanti (Lago di Campolattaro 2002-2009).

La specie dominante è *N. nycticorax* (nel 2009 costituisce l'83.25% dell'intero popolamento), con un tasso di incremento medio annuo di +83.25%; *E. garzetta* è rimasta stabile fino al 2007 triplicando poi le coppie nel 2008 e raddoppiandole nel 2009 (incremento medio +73.2%); *A. ralloides* ha nidificato per la prima volta nel 2007 e mostra un incremento annuo del 125%; *B. ibis* ha nidificato nel 2008 e 2009 con un incremento del 366.66%. *Ixobrychus minutus* ha nidificato nei pressi della garzaia nel 2004 e nel 2005, con singole coppie.

Habitat di nidificazione e di foraggiamento (anno 2008) - Il pioppeto su cui si è insediata la garzaia è esteso ca. 1200 mq (60m x 20m), l'area occupata dai nidi è stata di ca. 600 mq (40x15). Su 41 alberi sono stati costruiti da 1 a 6 nidi per albero (media 2.04 ± 1.41 , $n = 90$), tra 2 e 4 metri di altezza dalla superficie dell'acqua. Durante la nidificazione le aree di foraggiamento sono state una decina, tutte ricadenti entro l'invaso, nel raggio di 1 km dalla garzaia.

Le prede apportate al nido dalle nitticore erano costituite in prevalenza da pesci gatto *Ictalurus melas* e cavedani *Leuciscus cephalus*.

Fenologia e parametri riproduttivi (anni 2008 e 2009) - La Tabella 1 sintetizza la fenologia riproduttiva relativa agli ultimi anni, la Tabella 2 riporta composizione e consistenza delle nidiate.

Nella Nitticora la maggior parte delle deposizioni si concentrano tra la II decade di aprile e la fine di maggio; quelle della seconda metà di maggio interessano coppie comprendenti individui immaturi.

Nel periodo post-riproduttivo la garzaia viene utilizzata come dormitorio, fino a metà agosto-settembre. Nessuna delle specie ha svernato finora nell'area.

A otto anni dalle prime nidificazioni, la garzaia di Campolattaro è una delle principa-

	Prime/ultime presenze	Deposizioni	Schiusure	Primi involi
<i>N. nycticorax</i>	22-Mar / 12-Set	II dec. Apr / I Lug	II dec. Mag / III Lug	18-giu
<i>E. garzetta</i>	12-Apr / 12-Set	III dec. Mag / I Lug	II dec. Giu / III Lug	20-lug
<i>A. ralloides</i>	18-Apr / 12-Set	II dec. Giu / I Lug	I dec. Lug / I Ago	10-ago
<i>B. ibis</i>	10-Apr / 7 Set	III dec. Apr / I Mag	III dec. Mag / I Giu	15-lug

Tab. 1. Fenologia riproduttiva, anno 2008.

	Tot.	N° nidi (%)			N° medio \pm d.s.
		con 2 pulli	con 3 pulli	con 4 pulli	pulli / nido
<i>N. nycticorax</i>	127	12 (9.45)	100 (78.74)	15 (11.81)	3.02 \pm 0.46
<i>E. garzetta</i>	6		1 (16.67)	5 (83.33)	3.83 \pm 0.41
<i>A. ralloides</i>	6		1 (16.67)	5 (83.33)	3.83 \pm 0.41
<i>B. ibis</i>	3		2 (66.67)	1 (33.33)	3.33 \pm 0.58

Tab. 2. Alcuni parametri riproduttivi, anno 2008.

li del centro-sud Italia per consistenza e numero di specie. L'andamento delle popolazioni è tipico delle fasi iniziali della colonizzazione, con elevati tassi di incremento per tutte le specie. Anche la consistenza media delle nidiate è tra le maggiori riscontrabili, in particolare per la Nitticora (cfr. Mezzavilla e Scarton, 2002). Questi fattori fanno ritenere che la capacità portante dell'area non sia stata ancora raggiunta e ci siano margini per ulteriori espansioni. Da notare, inoltre, che l'Airone guardabuoi ha nidificato dopo soli 15 giorni dalla prima comparsa nell'area, senza il periodo di svernamento che generalmente precede le nuove colonizzazioni.

Summary

The heronry of Lake Campolattaro (Campania, Southern Italy)

The artificial lake of Campolattaro hosts a heronry which, since 2002, has grown to 215 nests of 4 species: *N. nycticorax*, *B. ibis*, *E. garzetta*, and *A. ralloides*. The Authors report data on the population during the period 2002-2009 and on breeding habitat, breeding phenology and breeding parameters in the years 2008-2009.

BIBLIOGRAFIA

- Fasola M., Albanese G., Asoer, Boano G., Boncompagni E., Bressan U., Brunelli M., Ciaccio A., Floris G., Grusso M., Guglielmi R., Guzzon C., Mezzavilla F., Paesani G., Sacchetti A., Sanna M., Scarton F., Scocianti C., Utmar P., Vaschetti G. & Velatta F., 2007. Le garzaie in Italia, 2002. Avocetta, 31: 5-46.
- Guglielmi R., 2005. *Patterns* di diversità e uso dello spazio in comunità ornitiche nidificanti nelle zone umide della Campania, in relazione al disturbo antropico. Gli Uccelli d'Italia, 30: 11-26.
- Mezzavilla F. & Scarton F., 2002 (red). Le Garzaie in Veneto. Associazione Faunisti Veneti. Venezia.

DATI PRELIMINARI SUL COMPORTAMENTO POST-RILASCIO DI GIOVANI DI FALCO PESCATORE *Pandion haliaetus* NEL PARCO REGIONALE DELLA MAREMMA

FLAVIO MONTI, ANDREA SFORZI & GIAMPIERO SAMMURI

Parco Regionale della Maremma – Via del Bersagliere, 7-9 – 58010 Alberese (GR), Italia
(cheb.rep@tiscalinet.it) (asforzi@gol.grosseto.it)

In Italia, l'estinzione del Falco pescatore *Pandion haliaetus* come specie nidificante viene fatta risalire alla fine degli anni '60 ed alcuni decenni prima nell'area dell'Arcipelago Toscano (Arrigoni degli Oddi, 1929). Con lo scopo di ristabilire una popolazione nidificante in Italia ed agevolare l'espansione della vicina popolazione corsa (Thibault & Bretagnolle, 2001, Bretagnolle et al., 2008), sulla base di altre esperienze europee (Dennis & Dixon, 2001), nel 2006, sono state avviate le operazioni di traslocazione di giovani prelevati dalla Riserva Naturale di Scandola (Corsica). Dal 2006 al 2009, 26 giovani falchi sono stati traslocati nel Parco Regionale della Maremma (foce del fiume Ombrone). Prima del rilascio, ogni individuo è stato marcato con anello *Euring*, anello in PVC e radiotrasmittente *Biotrack*, per essere successivamente monitorato con radio-telemetria VHF. Il monitoraggio è stato suddiviso in 4 periodi di 12 giorni ciascuno, con turni di 4 h distribuiti omogeneamente nelle ore di luce. Ogni turno è stato ripetuto 4 volte all'interno del periodo ottenendo 32 localizzazioni (*fix*)/periodo/individuo. Oltre il 95% delle localizzazioni è stato raccolto tramite osservazione diretta. Un falco è stato definito come "associato" se posato sullo stesso posatoio o ad una distanza inferiore agli 80m da almeno un altro falco. Per gli individui rilasciati nel 2008 e nel 2009 (N=14), le dimensioni delle aree familiari (*home range*) sono state stimate con il *Kernel* al 95% e 50%, per ogni periodo di monitoraggio.

A seguito del rilascio, i falchi hanno mostrato un simile, ma non identico, uso dello spazio all'interno dell'area di studio. Nel primo dei 4 periodi di monitoraggio indagati per il 2008, l'area totale degli *home-range* calcolati al 95% è variata tra i 44,8 ha e i 621,1 ha (Tab. 1). Lo spazio utilizzato è rimasto circoscritto alla struttura di rilascio ed ai punti di foraggiamento artificiale. Un simile *pattern* di comportamento si è verificato anche per i falchi del 2009. Nei tre periodi successivi gli individui hanno gradualmente ampliato l'area utilizzata (Fig. 1) incrementando il proprio *home-range* di quasi 50 volte tra il 1° ed il 4° periodo, fino ad un allontanamento definitivo dal sito di rilascio.

In ogni periodo di monitoraggio i falchi hanno mostrato un marcato comportamento gregario. Dall'analisi degli *home-range* si evince una discreta sovrapposizione delle aree usate dagli individui nei diversi periodi. Considerando la totalità dei *fix* ottenuti, le percentuali medie di associazione sono state elevate per ogni periodo (i.v.:

Periodo	K 95%			K 50%		
	Mediana (ha)	Minimo (ha)	Massimo (ha)	Mediana (ha)	Minimo (ha)	Massimo (ha)
1°	94,5	44,8	621,1	19,1	6,1	123,4
2°	404,2	208,8	1332,7	74,4	42,3	232,8
3°	315,2	300,5	2048,1	77,6	50,1	366,5
4°	4618,9	1898,8	5984,4	940,9	526,9	1208,2

Tab. 1. Dimensioni (ha) degli home-range nei diversi periodi del 2008 stimati con il Kernel al 95% e al 50%. Come misura della tendenza centrale è stata usata la mediana per la presenza di outlier nel campione.

45,8%-70,3%), sia nel 2008 che nel 2009. Per gli individui rilasciati dal 2006 al 2009 (N=21, escludendo quelli deceduti durante il monitoraggio), l'allontanamento dall'area è avvenuto in media dopo 56.9 giorni (d.s. = 16.0). Gli individui di sesso maschile hanno manifestato una maggior filopatria: il 57% dei maschi rilasciati è rimasto nelle zone umide circostanti contro il 7% delle femmine.

Dopo il rilascio, i giovani falchi hanno mostrato un graduale incremento del comportamento esplorativo ed un marcato gregarismo. In natura, i fratelli tendono ad utilizzare aree e posatoi comuni, dipendendo dalle cure parentali anche dopo l'involo e facendo spesso ritorno al nido (Edwards, 1989; Bustamante, 1995). In individui traslocati, la tendenza a formare gruppi, anche cospicui (fino a 6 ind.), sembra richiamare una situazione naturale, in cui i rischi legati alle prime fasi esplorative sono ridotti dalla presenza dell'associazione familiare.

Lo studio sembra confermare la maggiore filopatria dei maschi (Poole, 1989): 4 individui, di cui 2 sessualmente maturi, sono attualmente presenti nelle zone circostanti l'area di rilascio. L'uso di strumentazioni satellitari potrebbe, in futuro, consentire uno studio dettagliato del fenomeno dispersivo e/o migratorio degli individui, in particolare per le femmine che a tre/quattro anni d'età, dovrebbero fare ritorno per

□ Home range: Kernel 95% ■ Home range: Kernel 50%

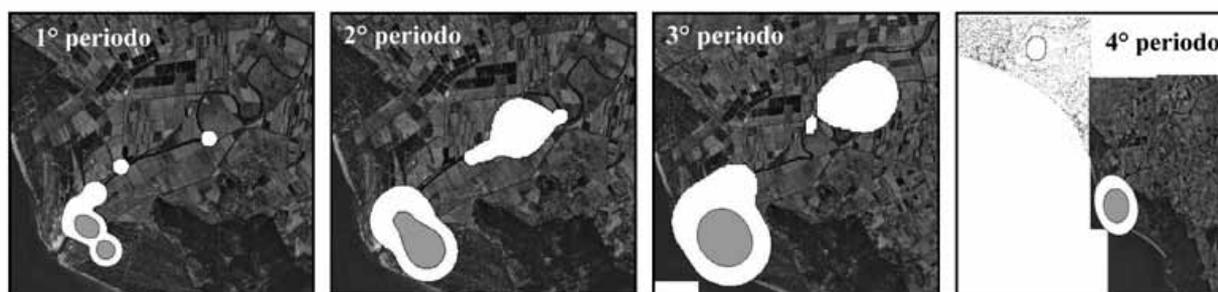


Fig. 1. Uso dello spazio dell'individuo A3 indagato nei 4 periodi di monitoraggio del 2008.

riprodursi. L'evento di una possibile nidificazione segnerebbe, dopo circa 40 anni d'assenza, il ritorno di questa specie sul territorio italiano.

Ringraziamenti. Si ringrazia il Corpo di Vigilanza dell'Ente Parco, la cooperativa Coo.P.A.M.- Loc. La Torba per il rifornimento del pesce, il Parco Naturale Regionale della Corsica, in particolare il responsabile della riserva di Scandola, Jean Marie Dominici ed Alessandro Troisi per il supporto grafico. Questo lavoro è stato possibile grazie al contributo economico della Regione Toscana.

Summary

Preliminary data on post-release behaviour of juvenile Ospreys *Pandion haliaetus* in the Maremma Regional Park

The Osprey *Pandion haliaetus* was a rare breeding species in Italy during the past two centuries. It became extinct approximately at the half of XX century. Both to re-establish a breeding population in Italy and to help the future expansion of the Corsican population, a common conservation project was started between the Maremma and the Corsican Regional Parks. Between 2006 and 2009, 26 juvenile ospreys were translocated from Corsica to Maremma. This work presents the first data on post-release spatial behaviour of individuals released in 2008 and 2009. Ospreys gradually increased exploratory behaviour and home range size through the four 12-day periods following the release. They showed a marked gregariousness in each period. Considering all released birds, the departure from the area occurred after 56.9 days, on average. Males were more philopatric than females. Up to now, 1 young female and 4 males, 2 of them are mature individuals, are present in the wet areas surrounding the release site. The return of some females released in the past years could increase the probability of constituting a breeding pair. This will be a milestone in recovering the osprey as a breeding species in Italy.

BIBLIOGRAFIA

- Arrigoni degli Oddi, E. (1929). Ornitologia italiana. Ulrico Hoepli. Milano.
- Bretagnolle, V., Mougeot, F. & Thibault, J. (2008). Density dependence in a recovering Osprey population: demographic and behavioural processes. *Journal of Animal Ecology*, 77: 998-1007.
- Bustamante, J. (1995). The duration of the post-fledging dependence period of Ospreys *Pandion haliaetus* at Loch Garten, Scotland. *Bird Study*, 42: 31-36.
- Dennis, R. & Dixon, H. (2001). The experimental reintroduction of Ospreys *Pandion haliaetus* from Scotland to England. *Vogelwelt*, 122: 147-154.
- Edwards Jr., T.C. (1989). Similarity in the development of foraging mechanics among sibling ospreys. *The Condor*, 91: 30-36.
- Poole, A. F. (1989). Ospreys: a natural and unnatural history. Cambridge University Press. Cambridge.
- Thibault, J. & Bretagnolle, V. (2001). Monitoring, research and conservation of Osprey *Pandion haliaetus* on Corsica, Mediterranean, France. *Vogelwelt*, 122: 173-178.

ACCIPITRIFORMI E FALCONIFORMI IN UN'AREA DEL VENETO ORIENTALE

ANGELO NARDO⁽¹⁾ & GIACOMO SGORLON⁽²⁾

*Associazione Faunisti Veneti, c/o Museo Civico di Storia Naturale di Venezia
Santa Croce, 1730 – 30100 Venezia
(aves.falco@email.it)⁽¹⁾ (giacomo.sgorlon@email.it)⁽²⁾*

Le popolazioni di rapaci diurni nidificanti, in una vasta area di pianura del Veneto Orientale, è stata monitorata negli ultimi quindici anni e le ricerche effettuate hanno evidenziato un incremento generale delle diverse specie. Attualmente nell'area, nidificano dieci specie, mentre fino al 2000 erano solo cinque. Il presente lavoro vuole testimoniare l'attuale trend delle specie nidificanti.

L'area di studio (baricentro Long. E 12°22' - Lat. N 45°29') è compresa tra le province di Treviso e Venezia ed in particolare si estende tra la laguna nord di Venezia ed il Fiume Tagliamento, con una altitudine media di 4-5 m s.l.m.. Sono presenti ambienti vari, rappresentati soprattutto da: cordoni dunali, spiagge, aeree lagunari, aree di bonifica della pianura alluvionale. Il territorio è intensamente coltivato e sono presenti importanti siti di valenza naturalistica ed incluse nella rete Natura 2000, rappresentati da ambienti umidi e da relitti di foresta planiziale.

Il monitoraggio ha avuto inizio nel 1993, ma censimenti accurati sono stati effettuati dalla fine degli anni '90 e sono tuttora in corso. Sono stati utilizzati sia metodi diretti, con il conteggio e la mappatura delle coppie e dei territori, sia indiretti, attraverso l'osservazione di nidi già usati. Le indagini sono state svolte tra il mese di marzo e l'inizio di settembre per monitorare anche le specie nidificanti tardive. Per il calcolo delle densità si sono scelte delle sub-aree, superiori ai 100 km², diverse per ogni specie dove queste erano maggiormente presenti.

Sono state rilevate dieci specie, sei di Accipitriformi e quattro di Falconiformi; sette sono risultate nidificanti certe e tre probabili. *Pernis apivorus* e *Milvus migrans*, hanno mostrato una presenza irregolare negli anni, mentre tutte le altre sono state regolari con effettivi e territori occupati parzialmente in crescita. *Falco vespertinus* è presente con 1-2 coppie e la sua nidificazione rappresenta l'unico caso per la regione Veneto; nel 1996 aveva nidificato per la prima volta a Cà Tron - Roncade (TV) (Nardo & Mezzavilla 1997). La Tab. 1 mostra l'elenco delle specie rilevate con il numero delle coppie/territori occupati per anno. Nella Tab. 2 sono evidenziate i valori della densità espressa come numero di coppie/territori per 100 km² e confrontati con la densità di uno studio precedente nel Veneto Orientale (cfr. Nardo & Panzarin 2001). La Fig. 1, utilizzando i valori massimi del periodo 2001/2009, mette in evidenza la frequenza percentuale delle specie in rapporto all'intera comunità dei rapaci diurni censiti. È da notare come tra le specie nidificanti *Falco tinnunculus* domina sulle al-

Specie	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	Media	N. max	%
<i>Pernis apivorus</i>		2						1	4	2,33	4	1,8
<i>Milvus migrans</i>		1				1				1,00	1	0,4
<i>Circus aeruginosus</i>	8	7	8	7	9	8	10	9	11	8,56	11	4,9
<i>Circus pygargus</i>	1	1	3	3	4	4	4	4	1	2,78	4	1,8
<i>Accipiter nisus</i>	2	2	4	4	3	6	7	10	12	5,56	12	5,4
<i>Buteo buteo</i>	6	7	10	10	11	13	17	19	26	13,22	26	11,6
<i>Falco tinnunculus</i>	113	115	118	133	135	133	135	138	142	129,11	142	63,4
<i>Falco vespertinus</i>			1	1	1	1	2	1	1	1,14	2	0,9
<i>Falco subbuteo</i>	8	11	13	15	15	14	16	15	17	13,78	17	7,6
<i>Falco peregrinus</i>	1	1	1	2	5	2	2	2	1	1,89	5	2,2

Tab. 1. Andamento numerico delle coppie/territori di Accipitriformi e Falconiformi nidificanti in una area del Veneto Orientale.

Specie	1996/2000 ⁽¹⁾	2001/2009
<i>Circus aeruginosus</i>	4,5	7,3
<i>Accipiter nisus</i>		2,8
<i>Buteo buteo</i>	5,5	10
<i>Falco tinnunculus</i>	21,8	32,6
<i>Falco subbuteo</i>	0,9	4,1

⁽¹⁾ Confronto con precedente studio (Nardo & Panzarin 2001)

Tab. 2. Densità (cpp/terr per 100 km²) Accipitriformi e Falconiformi nidificanti in un'area del Veneto Orientale.

tre, rappresentando da sola il 63%, mentre è seguita da *Buteo buteo* con solo il 12%. Delle specie regolarmente nidificanti, cinque hanno mostrato un evidente incremento negli anni, verificato statisticamente dal Test di Spearman (rs). Sono stati trovati valori molto elevati del coefficiente di correlazione per *Accipiter nisus* (rs = 0,942; P>0,01), *Buteo buteo* (rs = 0,996; P>0,01) e *Falco subbuteo* (rs = 0,883; P>0,01), tutte specie di recente insediamento ed in continua espansione. *Circus aeruginosus* se pure mostri un significativo incremento (rs = 0,756; P>0,01), confermando l'espansione già registrata negli anni '90 (Nardo & Panzarin 2001), sembra aumenti lentamente nonostante i molti siti adatti alla nidificazione a disposizione presenti nell'area di studio. Il valore del coefficiente di correlazione per *Falco tinnunculus* (rs = 0,583; P<0,05) è invece risultato scarsamente significativo, a dimostrazione che questo falconide sta avvicinandosi al livello di saturazione e di consolidamento della popolazione. Infatti lo confermerebbe la massima densità di 32,6 territori/coppie per 100 km², tra le più alte in Italia e in Europa (cfr. Bricchetti & Fracasso 2003, Village 1990). Dai dati esposti emerge una attuale situazione favorevole per i rapaci che dopo decenni stanno ritornando ad occupare territori storici come in altre parti d'Europa, nonostante l'intensificazione delle pratiche agricole, la passata persecuzione diretta ed indiretta riservata ai cosiddetti "nocivi", la bonifica di zone umide ed altri disturbi dovuti alla caccia e ad altre attività creative. In particolare dagli anni ottanta, si è assistito ad una lenta ma continua ripresa che ha aumentato la ricchezza specifica

ed il valore naturalistico dell'area in studio. I motivi di tale occupazione con la conseguente espansione sono da ricercare *in primis* dalla protezione accordata nei vari paesi europei e dal conseguente incremento generale delle specie che nell'allargare il loro areale (vedasi ad esempio specie rupicoli o forestali) si sono adattati all'ambiente di pianura fortemente antropizzato ed urbanizzato, nonché alle condizioni favorevoli determinate dalle disponibilità di prede e di siti per la nidificazione. Infatti le specie che si sono insediate nel recente passato e che hanno raggiunto un buon grado di diffusione come *Accipiter nisus*, *Buteo buteo*, *Falco tinnunculus* e *F. subbuteo* rilevate dal presente studio, sono specie ubiquitarie e bene sopportano la presenza dell'uomo. Diversi siti di *Accipiter nisus* sono stati rinvenuti in giardini privati mentre siti di *Buteo buteo* e *Falco subbuteo* sono stati osservati limitrofi ad aree con un certo grado di disturbo da attività agricole. Al contrario rimangono vulnerabili *Circus aeruginosus* e *C. pygargus*, verosimilmente per il forte disturbo dei loro siti di nidificazione. Per la conservazione sarebbe auspicabile ridurre a minimo il disturbo presso i siti di nidificazione, mentre per favorire la nidificazione di *Falco peregrinus* si potrebbero installare nidi artificiali su strutture elevate come piloni o campanili.

Ringraziamenti. Desideriamo ringraziare per la loro preziosa collaborazione Francesco Mezzavilla, Ursula Veken, Lucio Panzarin e Ruggero Toffoletto.

Summary

Accipitriformes and Falconiformes in an area of Eastern Veneto, Italy NE

A breeding population of birds of prey has been monitored in an extended area of the plains of Eastern Veneto (Northeastern Italy) from 1993 on. The number of species has increased as well as the number of breeding couples. Currently six species of the *Accipitridae* and four species of the *Falconidae* are breeding in the study area. The Sparrowhawk *Accipiter nisus*, Buzzard *Buteo buteo* and Hobby *Falco subbuteo* populations have increased significantly and are proofed breeders of recent colonisation. The Montagu's Harrier *Circus pygargus* and Red-footed Falcon *Falco vespertinus* are present in small numbers. The size of the occupied territories/couple and density of breeding couples are analyzed over the years.

BIBLIOGRAFIA

- Brichetti P. & Fracasso G., 2003. Ornitologia italiana. Vol.1 - Gaviidae-Falconidae. Alberto Perdisa Editore, Bologna.
- Nardo A. & Mezzavilla F., 1997. Nidificazione del Falco cuculo, *Falco vespertinus*, in Veneto. Riv. ital. Orn., 67 (2): 169-174.
- Nardo A. & Panzarin F., 2001. Accipitriformi e Falconiformi in un'area della provincia di Venezia. In: Bon M. & Scarton F. (red.). Atti 3° Convegno Faunisti Veneti. Associazione Faunisti Veneti, Boll. Mus. Civ. St. Nat. Venezia, suppl. al vol. 51 (2000), pp. 1-256.
- Village A., 1990. The Kestrel. T. & A D Poyser, London. Pp. 352.

LO SVERNAMENTO DEGLI UCCELLI ACQUATICI E DEI RAPACI NELLA RNR DI DECIMA MALAFEDE (LAZIO)

MICHELE PANUCCIO

*Università di Pavia, Dipartimento di Biologia Animale – Via Ferrata, 1 – Pavia
(medraptors@raptormigration.org)*

Con questa ricerca si fornisce un contributo alla conoscenza del popolamento faunistico e dell'ecologia di un territorio in trasformazione, quale quello della Campagna Romana, attraverso il censimento degli uccelli acquatici e dei rapaci svernanti all'interno della Riserva Naturale Regionale di Decima Malafede.

L'area di studio si estende per 6.145 ettari nel settore sud ovest del Comune di Roma, confina a nord con il G.R.A., a sud con l'abitato di Pomezia, ad ovest con la Tenuta di Castelporziano e ad est con la via Laurentina. La Riserva è caratterizzata da ampie aree a coltivi e pascoli con residue fasce boscate sui pendii. Zone umide permanenti sono per lo più scomparse, rimangono piccoli invasi artificiali e un sistema di acque lotiche costituito da una vasta rete di fossi. Inoltre, nella stagione invernale, diverse aree aperte si allagano dando origine a prati umidi e invasi temporanei. I censimenti sono stati effettuati nei mesi di dicembre e gennaio nei 4 anni tra il 2005/2006 e il 2008/2009. Per gli uccelli acquatici sono state seguite le indicazioni suggerite dall'ex INFS (Baccetti et al., 2002) mentre per i rapaci è stato utilizzato il metodo dei transetti su strada: ogni anno è stato percorso un tragitto di 50 km con un veicolo che viaggiava ad una velocità di 20-40 km/h, in assenza di pioggia e vento forte (Bibby et al., 2000). I censimenti sono stati svolti nell'ambito delle attività di monitoraggio del patrimonio ambientale condotto dai Guardiaparco dell'Ente RomaNatura.

Sono state rilevate un totale di 13 specie di uccelli acquatici con una media annua di $449 \pm 102,2$ (ES) individui osservati (Tab. 1).

Gli Ardeidi sono risultati essere il gruppo meglio rappresentato con 4 specie e il 59,8% degli individui sul totale medio. Fra questi, la specie in assoluto più abbondante è risultata l'Airone guardabuoi *Bubulcus ibis* con una media di $230 \pm 37,7$ (ES) individui osservati per anno; la popolazione svernante di questa specie risulta essere rilevante, considerato che nel Lazio viene riportato un massimo di 312 individui svernanti fra il 1993 e il 2004 con un sito, il PN del Circeo, ospitante il 71,4% degli individui (Brunelli et al., 2004). Un'altra specie osservata con numeri significativi è la Pavoncella *Vanellus vanellus*; questa specie è stata osservata sostanzialmente in un'unica area, sita nella zona di Castel Romano, e sempre in un unico gruppo, diversamente da quanto succedeva fino a tutti gli anni '90 quando la Pavoncella frequentava anche altre aree della Riserva (M. Panuccio oss. pers.). È interessante notare come nel periodo di indagine gli individui di Airone guardabuoi siano andati aumentando confermando l'espansione della specie a livello nazionale e regionale (Baccet-

SPECIE	2005-2006	2006-2007	2007-2008	2008-2009	Media
Tuffetto	2	1	1	0	1
Cormorano	1	1	2	0	1
Airone guardabuoi	161	198	224	336	230
Garzetta	22	6	14	13	14
Airone bianco maggiore	1	1	1	1	1
Airone cenerino	12	27	32	24	24
Germano reale	1	6	8	6	5
Gallinella d'acqua	10	16	21	14	15
Folaga	2	1	2	0	1
Pavoncella	120	75	63	56	78
Beccaccino	1	0	0	0	-
Gabbiano comune	0	0	4	300	76
Gabbiano reale med.	0	2	3	4	2
Totali	333	334	375	754	449

Tab. 1. Uccelli acquatici osservati nel presente studio.

	Decima Malafede	Piemonte	Emilia Romagna	Basilicata	Puglia	Sardegna	Sicilia
Poiana	0.16	0.16-0.8	0.24	0.06	0.006	0.09	0.06
Gheppio	0.31	0.02-0.09	0.3	0.05	0.02	0.17	0.17

Tab. 2. Indici di abbondanza chilometrica (ind/km) osservati nel presente lavoro e in altre regioni d'Italia (Sarà , 1996; Boano & Toffoli, 2002; Bonora & Melega, 2003).

ti et al., 2002; Brunelli et al., 2004), al contrario la Pavoncella ha visto una costante diminuzione degli effettivi (Tab. 1).

Considerando le tipologie ambientali in cui sono stati osservati gli uccelli acquatici, il maggior numero di individui è stato incontrato nei prati umidi (85,2%). Queste aree ricoprono delle superfici vaste rispetto alle altre zone umide presenti nella Riserva; inoltre i prati umidi sono ambienti localizzati all'interno di ampie aree prative o agricole e quindi risultano essere poco disturbati. Al contrario gli invasi artificiali essendo di limitata estensione vengono poco frequentati dagli uccelli acquatici (3,9%) anche a causa dell'elevato disturbo antropico. Leggermente più frequentati i fossi (6,5%) che ospitano comunque un numero molto limitato di specie a causa della gestione dei medesimi; infatti la scarsità di vegetazione sulle sponde, gli argini stretti e alti e l'elevata velocità della corrente, permettono solo alla Gallinella d'acqua (*Gallinula chloropus*) e a pochi Ardeidi la sosta e l'alimentazione. C'è tuttavia da notare come la contiguità di fossi e prati umidi rappresenti un mosaico ecologico interessante per la sosta degli uccelli acquatici.

Per i rapaci sono state incontrate 5 specie durante il presente studio di cui solo 2, la Poiana *Buteo buteo* e il Gheppio *Falco tinnunculus*, sono risultate essere svernanti regolari e altre 3 sono state osservate sporadicamente, lo Sparviere *Accipiter nisus*, il Falco pellegrino *Falco peregrinus* e lo Smeriglio *Falco colombarius*.

Il numero medio di poiane osservate è stato di $7,25 \pm 0,75$ (ES) ed è stato compreso tra 9 e 6 individui. Per il Gheppio la media degli individui osservati nei 4 anni è stata di $15,5 \pm 2,5$ (ES); per questa specie c'è da rilevare una costante diminuzione nel numero di individui osservato per anno che va da un massimo di 22 nel primo inverno ad un minimo di 10 nell'ultimo. Confrontando gli indici di abbondanza chilometrica della Poiana e del Gheppio rilevati nella presente indagine con quelli noti per altre regioni d'Italia (Tab. 2) vediamo come la Poiana risulti essere meno abbondante rispetto alle regione settentrionali e più abbondante rispetto a quelle meridionali ed insulari. Diversamente il Gheppio presenta valori di abbondanza più elevati della Poiana nelle regioni centro-meridionali (Boano & Toffoli, 2002; Sarà, 1996). Questi dati sembrano confermare la tendenza del Gheppio a migrare su più lunga distanza rispetto alla Poiana (Gensbøl, 1992).

Ringraziamenti. Si ringrazia l'Ente RomaNatura e in particolare i Guardiaparco.

Summary

Waterfowls and raptors wintering in the Natural Reserve of Decima Malafede (Central Italy)

Surveys on wintering raptors and waterfowls were conducted in 4 winters between 2005/2006 and 2008/2009. 13 species of waterfowls were observed with a mean of 449 individuals, most of them were Cattle Egrets (mean of 230 individuals). 5 species of raptors were recorded, but only Common Buzzard (0,16 ind/km) and Kestrel (0,31 ind/km) resulted as regular wintering.

BIBLIOGRAFIA

- Baccetti N., Dall'Antona P., Magagnoli P., Melega L., Serra L., Soldatini C. & Zenatello M., 2002. Risultati dei censimenti degli uccelli acquatici svernanti in Italia: distribuzione, stima e trend delle popolazioni nel 1991-2000. Biol. Cons. Fauna, 111: 1-240.
- Bibby C.J., Burgess N.D., Hill D.A. & Mustoe S.H., 1992. Bird Census Techniques. Academic press, London.
- Boano G. & Toffoli R., 2002. A line transect survey of wintering raptors in the Western Po plain of Northern Italy. J. Raptor Res. 36(2): 128-135.
- Bonora M. & Melega L., 2003. Rapaci svernanti in tre comprensori di collina e pianura dell'Emilia Romagna. Atti I Convegno Italiano Rapaci diurni e notturni, Avocetta 27: 37.
- Brunelli M., Calvario E., Corbi F., Roma S. & Sarrocco S., 2004. Lo svernamento degli uccelli acquatici nel Lazio, 1993-2004. Alula XI (1-2): 3-85.
- Gensbøl B., 1992. Guida ai rapaci diurni. Zanichelli, Bologna.
- Sarà M., 1996. Wintering raptors in the Central Mediterranean basin. pp. 345-359 in Muntaner J. & Mayol J. (EDS.), Biología y conservación de las rapaces Mediterraneas, Actas VI Congr. Biol. Cons. Mediterranean raptors. Palma de Mallorca, Spain.

ANDAMENTI FENOLOGICI DEGLI UCCELLI ACQUATICI DI INTERESSE VENATORIO IN LOMBARDIA

DANIELE PELLITTERI-ROSA ⁽¹⁾, ANDREA VIGANÒ, MATTIA BRAMBILLA,
GIOVANNI GOTTARDI, MARCO GUERRINI, EUGENIO TISO, ROBERTO GARAVAGLIA,
CESARE MARTIGNONI, LAURA CUCÈ ⁽²⁾, VITTORIO VIGORITA ⁽²⁾ & MAURO FASOLA ⁽¹⁾

⁽¹⁾ *Dipartimento di Biologia Animale, Università degli Studi di Pavia – Piazza Botta, 9 – 27100 Pavia
(masterfauna@unipv.it) (fasola@unipv.it)*

⁽²⁾ *Regione Lombardia, Direzione Generale Agricoltura – Via Pola, 12 – 20124 Milano
(laura_cuce@regione.lombardia.it) (vittorio_vigorita@regione.lombardia.it)*

Tra il 2006 e il 2008 la Regione Lombardia e il Dipartimento di Biologia Animale dell'Università di Pavia hanno compiuto un monitoraggio dell'andamento fenologico delle specie di uccelli acquatici. L'obiettivo principale di questo lavoro è consistito nella determinazione dell'estensione temporale della migrazione pre- e post-riproduttiva degli uccelli acquatici di interesse venatorio nelle zone umide della Lombardia, come base informativa per una corretta gestione faunistica. È stato censito con regolarità un campione di 17 zone umide della Regione: "Arnetta" (VA), Fiume Ticino (PV e VA), La Cassinazza (PV), Lago Boscaccio (MI), Laghi Maggiore, di Comabbio, di Monate e di Varese (VA), Lago di Olginate (LC), Lago di Pusiano (CO-LC), Pian di Spagna (CO-SO), Parco Le Fologhe (PV), Parco di Lungavilla (PV), Risaie di Fossarmato (PV), Riserva Vallazza (MN) e Torbiere del Sebino (BS). Per ciascuna zona sono state rilevate quantitativamente le presenze di tutte le specie di uccelli acquatici, in particolare 12 specie di interesse venatorio: Alzavola, Canapiglia, Codone, Fischione, Marzaiola, Mestolone, Germano reale, Moretta e Moriglione, Folaga, Beccaccino e Pavoncella. I censimenti sono stati effettuati a partire da aprile 2006 fino a marzo 2008, secondo il seguente schema di campionamento:

- 3 sessioni al mese tra febbraio e aprile e dal 15 agosto al 15 novembre;
- 2 sessioni al mese tra maggio e il 15 agosto e dal 15 novembre a gennaio.

In totale, nei due anni di monitoraggio, sono stati effettuati 907 censimenti. Sono state censite complessivamente 108 specie, incluse le 12 cacciabili, per un totale di 594.897 individui (406.781 solo per le specie cacciabili, quasi il 70% degli avvistamenti totali). In Tab. 1 sono riportate le relazioni tra le 12 specie cacciabili e la categoria ambientale, espresse come percentuali relative sul totale degli ambienti controllati (N° di aree per categoria: cava 3, fiume 2, lago 6, palude 5, risaia 1). Nelle Fig. 1-2-3 sono presentati 3 esempi di andamenti fenologici annuali, con un singolo grafico complessivo di tutte le aree censite relativo alle 36 decadi annuali, distinte per mese e per anno di rilievo (dati 2006-07 in nero, dati 2007-08 in bianco). Questo studio ha contribuito a definire l'estensione temporale della migrazione pre- e post-riproduttiva delle specie di uccelli acquatici in Lombardia, indagando in particolare la fenologia di 12 specie di interesse venatorio. Tali informazioni potranno essere

Specie	Cava	Fiume	Lago	Palude	Risaia
Fischione	11,37	10,32	21,05	56,63	0,63
Canapiglia	11,12	0,13	4,59	84,15	0
Alzavola	10,84	5,42	2,00	81,71	0,03
Germano reale	20,48	11,91	17,89	45,15	4,57
Codone	14,81	0	35,19	36,11	13,89
Marzaiola	19,28	0,07	15,80	36,81	28,05
Mestolone	15,92	0	17,41	53,26	13,40
Moriglione	1,22	0,04	66,52	32,22	0
Moretta	0,07	7,26	61,86	30,81	0
Folaga	3,62	4,11	42,20	50,07	0,01
Pavoncella	15,55	0,07	13,11	70,64	0,63
Beccaccino	43,69	0,66	38,51	16,56	0,58

Tab. 1. Relazioni tra specie di interesse venatorio e categoria ambientale.

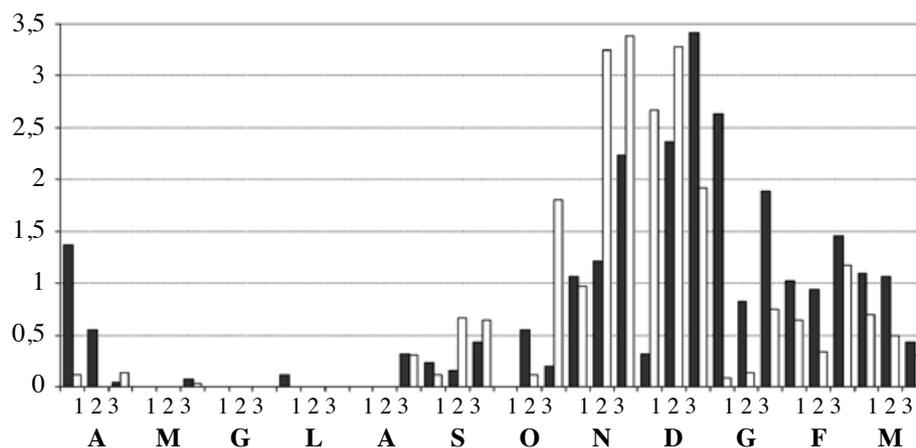


Fig. 1. Fenologia della Canapiglia Anas strepera.

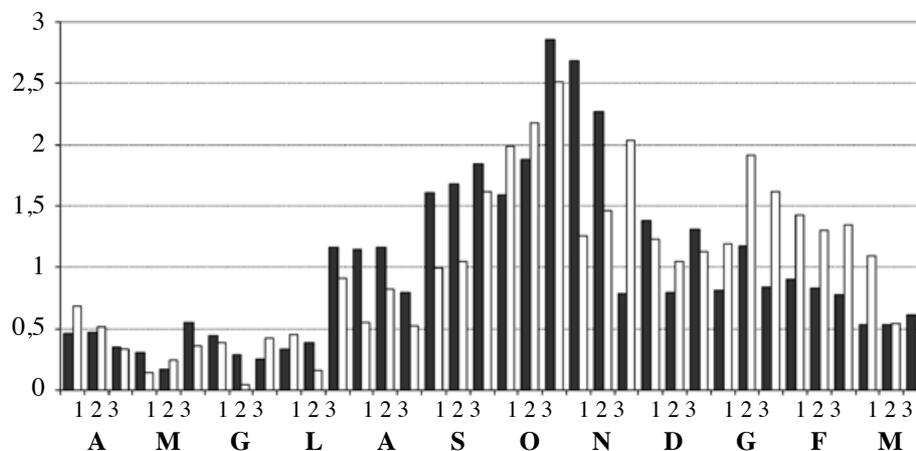


Fig. 2. Fenologia del Germano reale Anas platyrhynchos.

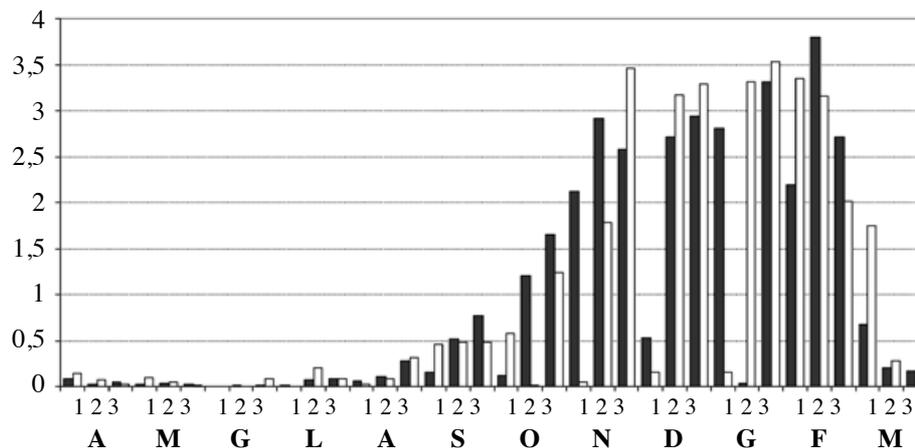


Fig. 3. Fenologia del Moriglione *Aythya ferina*.

utilizzate come valido strumento per una corretta gestione venatoria dell'avifauna acquatica.

Ringraziamenti. Ringraziamo tutti i partecipanti ai censimenti e coloro che hanno fornito dati, in particolare Gianni Conca e Domenico Segagni per la zona di Fossarmato e Federico Bonicelli per l'area del Lago Boscaccio.

Summary

Phenologic trends of the game waterbirds in Lombardy (Italy)

This study contributed to define temporal extension on pre- and post-reproductive migration of 12 game waterbirds species, focusing on their phenology, in 17 important wetlands in West Lombardy (North Italy). These information will be useful for a right management of the aquatic avifauna.

BIBLIOGRAFIA

- Baccetti N., Dall'Antonia P., Magagnoli P., Melega L., Serra L., Soldatini C., Zenatello M. (2002). Risultati dei censimenti degli uccelli acquatici svernanti in Italia: distribuzione, stima e trend delle popolazioni nel 1991-2000. *Biol. Cons. Fauna*, 111: 1-240.
- Dall'Antonia P., Mantovani R. & Spina F., 1996. Fenologia della migrazione di alcune specie di uccelli acquatici attraverso l'Italia. *Ric. Biol. Selvaggina*, 98: 1-72.
- Vigorita V., Fasola M., Massa R., Tosi G. (2003). Rapporto sullo stato di conservazione della fauna selvatica (Uccelli e Mammiferi) in Lombardia. Regione Lombardia. Milano.

DATI PRELIMINARI SULLA PRESENZA E SULLA SCELTA DEI SITI DI NIDIFICAZIONE DI PICIDI NELLA RISERVA NATURALE REGIONALE SELVA DEL LAMONE, ITALIA CENTRALE

PIETRO POLITI, GIUSEPPE CAMPANELLA, ANDREA SCHIAVANO

*Riserva Naturale Regionale Selva del Lamone – Corso Vittorio Emanuele III, 395 – Farnese (VT)
(lamone2005@libero.it)*

La Riserva Naturale Regionale Selva del Lamone, istituita con Legge Regionale n°45 del 1994, fa parte del sistema dei Parchi e Riserve Naturali della Regione Lazio; misura 2002 ettari, tutti ricadenti nel territorio del comune di Farnese (VT), e costituisce parte integrante della ZPS “Selva del Lamone - Monti di Castro” (IT6010056). Circa $\frac{3}{4}$ del territorio sono coperti da bosco di latifoglie a dominanza di Cerro (*Quercus cerris*), che in alcuni tratti ha assunto caratteristiche di alto fusto ed in altri di ceduo invecchiato. Una piccola porzione della superficie boscata è costituita da un rimboschimento a pino nero e pino marittimo alternato a lembi di ceduo di latifoglie varie. L’area protetta si è dotata di un Piano di Gestione ed Assestamento Forestale (PGAF), approvato dalla Regione Lazio e reso esecutivo nel Settembre 2006, che ha fissato gli indirizzi colturali per ognuna delle tipologie forestali presenti nell’area e determinato un preciso calendario di interventi, allo scopo di consentire lo svolgimento delle utilizzazioni compatibilmente con le esigenze di tutela. Approfittando delle azioni connesse all’attuazione del PGAF si è avviata una prima raccolta di dati sulla presenza di Picidi all’interno della Riserva per valutare nel medio e lungo periodo gli effetti che le utilizzazioni forestali potranno avere su questa componente della biocenosi forestale.

La raccolta dei dati si è svolta in due fasi. Prima della stagione riproduttiva (Gennaio - Febbraio 2009), si è proceduto al rilevamento della presenza e delle caratteristiche di nidi di Picidi (altezza dal suolo, esposizione e specie arborea prescelta) in una particella caratterizzata da una fustaia irregolare di cerro, per una superficie di circa 27 ettari. Questa fustaia secondo le previsioni del PGAF sarà oggetto di diradamento, non essendo stata utilizzata negli ultimi 50 anni.

Nella seconda fase (Aprile 2009) sono state condotte 5 sessioni di censimento tramite playback lungo un transetto di 10,3 Km a sviluppo lineare lungo strade carrozzabili, che ha attraversato le principali formazioni boschive della Riserva (Tab. 1). Lungo il transetto sono stati distribuiti 18 punti di ascolto distanziati l’uno dall’altro di 500 m. Il protocollo di censimento è stato adattato ispirandosi alle metodologie codificate per lo studio dei Picidi in Nord America (Lands & Parks, 1999). Le stimolazioni sonore hanno riguardato il Picchio rosso maggiore *Dendrocopos major*, la cui presenza nell’area era già accertata in letteratura (Boano et al., 1995), e il Picchio rosso minore *Dendrocopos minor*, non ancora segnalato nel comprensorio della ZPS.

Durante la prima fase, sono stati mappati 47 nidi di picchio insistenti su un totale di 31 alberi (30 esemplari di Cerro e 1 di Roverella *Q. pubescens*); la preferenza per il Cerro è comunque imputabile al fatto che questa è la specie prevalente nella particella. Il diametro medio degli alberi utilizzati è stato di 35 cm (D.S. 15 cm), con altezza media di 18,2 metri (D.S. 3,5 m). L'altezza media del nido da terra è stata di 385 cm (D.S. 189 cm - MAX 849 cm, min 108 cm). Dei 31 alberi mappati, il 71% presentava un unico foro, mentre nel 26% dei casi erano presenti 2 o 3 fori. In un caso sono stati rinvenuti 5 differenti fori sullo stesso albero. Per quanto riguarda i dati relativi all'esposizione non è stato possibile evidenziare una scelta preferenziale statisticamente significativa. Risulta impossibile risalire con certezza alla stagione in cui tali nidi sono stati creati, nonché da quale specie e con quale frequenza essi vengono utilizzati, ma è comunque importante notare come una particella campione di estensione limitata (circa 27 ha) sia ben frequentata e appetita per la nidificazione. Nei prossimi anni si procederà a raccogliere ulteriori dati su questa particella, al fine di incrementare le conoscenze relative alle specie che utilizzano i nidi. Attraverso l'attuazione della seconda fase è stato possibile accertare la presenza nel territorio della Riserva di esemplari di Picchio rosso minore in difesa territoriale. Nella tabella

Punto di ascolto	Tipologia Vegetazionale *	Stima territori Picchio rosso maggiore	Stima territori Picchio rosso minore	Individui contattati di Picchio verde
1	AFC	1	1	1
2	AFC	1	2	0
3	AFC	1	2	0
4	AFC/CILV	2	2	1
5	AFC	2	1	0
6	AFC/CILV	1	1	2
7	AFC/CILV	0	2	0
8	CILV	2	1	0
9	AFC/CILV	2	1	1
10	CILV/ARB	2	0	1
11	CILV	0	0	1
12	FCL/AFC	1	0	1
13	FCL	0	0	0
14	FCL	0	0	0
15	CILV/SEM	1	0	0
16	CILV	0	0	1
17	CILV	0	0	0
18	CILV	0	0	0
Totale		16	13	9

* Tipologie Vegetazionali: AFC: Alto Fusto Cerro ARB; Arbusteto; CILV: Ceduo Invecchiato Latifoglie Varie; FCL: Fustaia Conifere e Latifoglie; SEM: Seminativo

Tab. 1. Riepilogo dei dati relativi alle sessioni di playback.

1 è evidenziato il numero complessivo di territori accertati per ciascuna specie. Sono anche riportati i contatti vocali registrati con il Picchio verde *Picus viridis*. Per il Picchio rosso maggiore, considerando anche i siti in cui pur non essendoci stata una risposta territoriale è stata registrata la specie in canto, la presenza della specie è stata verificata in 14 dei 18 punti di ascolto, dimostrando una presenza diffusa nell'area. Per il Picchio rosso minore, da evidenziare come la sua presenza è stata verificata unicamente nei primi 9 punti di ascolto, dove i boschi presentano una maturità maggiore. La presenza della specie nella Riserva è rilevante anche in considerazione del fatto che i dati più recenti sulla distribuzione della specie indicano che nell'Italia peninsulare frequenta soprattutto ambienti appenninici (Brichetti e Fracasso, 2003). La distribuzione delle risposte ottenute e l'analisi temporale della presenza delle due specie di picchi rossi oggetto del presente studio, fanno ipotizzare che il Picchio rosso minore possa avere bisogno di boschi più maturi rispetto all'altro, anche se tale ipotesi andrebbe verificata con uno studio poliennale. La reiterazione della raccolta dati nel corso dei prossimi anni consentirà di avere un quadro più preciso circa l'evoluzione della comunità di Picidi e sulle preferenze ambientali nella scelta dei siti di nidificazione. Ciò sarà anche utile per definire un modello di gestione forestale funzionale ad una congrua strategia conservazionistica a lungo termine per un comparto dell'avifauna costantemente minacciato, come quello dei Picidi.

Ringraziamenti. Si ringrazia l'ARP per la concessione dell'uso della strumentazione per il Playback. Un particolare ringraziamento ai dottori forestali Pierluca Gaglioppa e Antonio Zani per la collaborazione al rilievo dei dati raccolti nella prima fase. Si ringrazia inoltre tutto il personale della Riserva Naturale per la costante collaborazione alle attività.

Summary

Preliminary data on Picidae presence and nesting site selection in “Selva del Lamone” Natural Reserve, Central Italy

Picidae community in the “Selva del Lamone” Natural Reserve (central Italy) has been investigated. The study has discovered the presence of lesser spotted woodpecker: 13 territories have been mapped along a 10,3 km transect. The presence of great spotted woodpecker and green woodpecker has been confirmed. Collected data will be used to survey forestry effects on the Reserve woodland.

BIBLIOGRAFIA

- Boano A., Brunelli M., Bulgarini F., Montemaggiori A., Sarrocco S., Visentin M (Eds.), 1995. Atlante degli Uccelli nidificanti nel Lazio. Alula II (1-2): 1-224.
- Brichetti P. & Fracasso G., 2003. Ornitologia italiana. Vol. 4 - Apodidae-Prunellidae. *Alberto Perdisa Editore*, Bologna.
- Lands & Parks, 1999. Inventory Methods for Woodpeckers Standards for Components of British Columbia's Biodiversity No. 19. *The Province of British Columbia - Resources Inventory Committee*. (scaricabile dal seguente sito - febbraio 2008 <http://ilmbwww.gov.bc.ca/risc/pubs/tebiodiv/woodpeckers/assets/woodml20.pdf>).

**I CENSIMENTI PRIMAVERILI DI FAGIANO DI MONTE
Tetrao tetrix IN ALCUNE AREE DELLE ALPI CARNICHE
 E DELLE ALPI GIULIE (FRIULI-VENEZIA GIULIA)
 (ANNI 2005-2007)**

GIANLUCA RASSATI

Via Udine, 9 – 33028 Tolmezzo (itassar@tiscali.it)

Il Fagiano di monte *Tetrao tetrix* sulle Alpi vive prevalentemente al di sopra del limite della vegetazione arborea, nella fascia degli arbusti e fino al limite dei pascoli e delle praterie. Il *taxon* è soggetto a cicliche fluttuazioni irregolari nel corso di periodi di tempo relativamente lunghi (De Franceschi, 1992) e negli ultimi decenni ha subito in maniera decisa l'antropizzazione del territorio e gli effetti delle attività umane come la caccia tendendo, di conseguenza, al decremento numerico (De Franceschi, 1992). Vengono qui presentati i dati ricavati nel corso dei censimenti primaverili in 4 aree campione poste sulle Alpi Carniche e sulle Alpi Giulie e richiamate alcune azioni ritenute necessarie alla salvaguardia della specie.

Due delle aree indagate, estese complessivamente circa 210 ha, sono poste sulle Alpi Carniche (1500-1700 m s.l.m.), altrettante di ampiezza totale pari a circa 216 ha si trovano sulle Alpi Giulie (1450-1700 m s.l.m.). Tali aree sono rappresentate da pascoli alpini parzialmente coperti da macchie discontinue di Ontano verde *Alnus viridis* o Pino mugo *Pinus mugo* con presenza di Larice *Larix decidua*, Abete rosso *Picea abies*, Sorbo degli uccellatori *Sorbus aucuparia*. Le specie arboree sono più comuni sulle Alpi Giulie.

I censimenti sono stati effettuati da appostamento in punti dominanti che permettevano di tenere sotto controllo l'area da censire (De Franceschi, 1996); sono stati condotti negli anni compresi fra il 2005 ed il 2007, dalla metà di aprile alla fine di maggio, da chi scrive e da alcuni collaboratori. Ogni anno il censimento è stato ripetuto sulle stesse aree campione. I dati sono stati aggregati per singolo settore alpino e per entrambi i settori (Alpi Carniche e Alpi Giulie; Tab. 1) in modo tale da fornire valori afferenti l'intero arco alpino del Friuli.

Oltre ai dati direttamente riferibili alla specie oggetto di indagine, sono state raccolte informazioni riguardanti gli ambienti ed il disturbo antropico.

Parte dei risultati sono riportati in tabella 1. La densità sia di maschi che di individui ha subito una consistente diminuzione nel periodo 2005-2007 sia sulle Alpi Carniche che sulle Alpi Giulie: nel primo settore alpino il valore del 2007 è pari a meno del 50% di quello di due anni prima a conferma delle variazioni, anche notevoli, del successo riproduttivo da un anno all'altro. La densità delle femmine nel corso degli anni di indagine è diminuita sulle Alpi Giulie mentre sulle Alpi Carniche pur diminuendo nel 2006 è rimasta costante nel 2007, la diminuzione inoltre è risultata meno

Aree campione	Alpi Carniche			Alpi Giulie			Alpi Carniche e Alpi Giulie			
	2005	2006	2007	2005	2006	2007	2005	2006	2007	Media
Anno										
Superficie area (ha)	210	210	210	216	216	216	426	426	426	--
Maschi/100 ha	7,14	5,71	3,33	5,09	3,70	3,24	6,12	4,71	3,29	4,70
Femmine/100 ha	1,90	1,43	1,43	2,31	1,39	0,93	2,11	1,41	1,18	1,57
Individui/100 ha	9,05	7,14	4,76	7,41	5,09	4,17	8,23	6,12	4,46	6,27
Sex ratio (♂♂/♀♀)	3,75	4	2,33	2,20	2,67	3,50	2,98	3,34	2,92	3,08

Tab. 1. Sintesi dei dati ottenuti durante i censimenti primaverili.

consistente di quella di maschi ed individui. La sex ratio dal 2005 al 2007 è aumentata sulle Alpi Giulie mentre sulle Alpi Carniche il valore più elevato è stato registrato nel 2006; le variazioni sono risultate notevoli in entrambi i settori anche se maggiormente sulle Alpi Carniche. La sex ratio è risultata sempre a favore dei maschi, confermando ciò che è stato riscontrato in altre zone (De Franceschi, 1992; Artuso, 1994) ed in Carnia nel periodo 1955-1981 (De Franceschi, 1992). Considerando i dati aggregati (Alpi Carniche e Alpi Giulie) le densità di maschi, femmine, individui sono diminuite ogni anno riportando decise differenze fra il 2005 ed il 2007, la sex ratio è aumentata dal 2005 al 2006 per diminuire nel 2007. Ad eccezione di quella femminile del 2005 le densità riscontrate sulle Alpi Carniche sono state più elevate di quelle ottenute sulle Alpi Giulie.

Sulle Alpi Carniche sono stati rilevati 5,67 maschi/area (solitari 26%, in gruppo 74%); 1,67 femmine/area; 7,33 indd/area. Sulle Alpi Giulie sono stati rilevati 4,33 maschi/area (solitari 31%, in gruppo 69%); 1,67 femmine/area; 6 indd/area. Considerando i dati aggregati sono stati ottenuti i seguenti valori: 5 maschi/area (solitari 28%, da 2 a 4 maschi/arena 45%, 5-6 maschi/arena 27%); 1,67 femmine/area (solitarie 25%, in gruppo 75%); 6,67 indd/area. Tali valori indicano una notevole differenza con quelli massimi riscontrati in passato sulle Alpi Carniche dove alcune arene erano regolarmente frequentate da 12-16 galli (De Franceschi, 1992).

I valori medi complessivi di densità sono compresi all'interno di quelli riscontrati sulle Alpi Carniche (De Franceschi, 1992) e recentemente in altre zone alpine (Bocca, 2000; Gaydou & Giovo, 2001; Artuso, 2003) ma, tenendo in considerazione che le aree indagate sono state scelte fra quelle vocate alla specie, se essi sono confrontati con quelli riscontrati in passato sulle Alpi Carniche (fino a 11,3 maschi/100 ha; De Franceschi, 1992) denotano lo stato di sofferenza del tetraonide. Tale situazione è ulteriormente confermata dalla contrazione dell'areale sulle Alpi Carniche e Giulie anche a causa della costante perdita di habitat idoneo soprattutto alle quote più basse principalmente dovuta all'occupazione dei pascoli abbandonati da parte di cenosi arbustive ed arboree. L'abbandono delle attività agro-pastorali che in passato aveva favorito la colonizzazione di aree a quote relativamente basse (De Franceschi, 1992) si è rivelato, a lungo andare, negativo in quanto direttamente influente sulla possi-

bilità di sopravvivenza del *taxon* in parecchie zone. Tali fattori assieme ad altri non riportati, pur incidendo su *T. tetrrix* meno che su altri Tetraonidi, hanno similmente causato la scomparsa della specie da diverse aree soprattutto prealpine.

Per cercare di salvaguardare ed incrementare le residue popolazioni di *T. tetrrix* si ritiene di proporre le stesse azioni previste per la Pernice bianca *Lagopus muta* (Rassati, 2010) a cui si rimanda, aggiungendo la regolamentazione della raccolta di vegetali (ad es. *Cicerbita alpina*) e loro parti.

In conseguenza di quanto sopra e delle lacune di conoscenza, ugualmente a ciò che si riporta per *L. muta* (Rassati, 2010), si ritiene auspicabile la realizzazione di una rete di monitoraggio permanente che interessi tutte le specie di Galliformi alpini ed i loro habitat, tramite il coinvolgimento del maggior numero possibile di soggetti sia pubblici che privati, che permetta di raccogliere un insieme di informazioni da utilizzare per conoscere la distribuzione, la consistenza e il trend delle popolazioni e per la loro gestione.

Ringraziamenti. Si ringraziano i collaboratori.

Summary

The spring censuses of Black Grouse *Tetrao tetrrix* in some areas of the Carnic Alps and of the Julian Alps (Friuli-Venezia Giulia, North-eastern Italy) (Years 2005-2007)

The obtained results show the state of suffering of *T. tetrrix* and the reduction of the range occurred in the last decades in Friuli-Venezia Giulia. Some actions that are considered necessary to the conservation of the species are reported.

BIBLIOGRAFIA

- Artuso I., 1994. Progetto Alpe. Edizioni FIdC e UNCZA. Grafiche Artigianelli, Trento.
- Artuso I., 2003. Consistenza e densità del Fagiano di monte *Tetrao tetrrix* e della Coturnice *Alectoris graeca* in Val Brembana (BG) (1996-2002). Avocetta, 27: 96.
- Bocca M., 2000. L'avifauna della Val Chalamy e del Parco Naturale del Mont Avic (Valle d'Aosta, Alpi Graie orientali). Rev. Vald. Hist. Nat., 54: 57-106.
- De Franceschi P., 1992. Fagiano di monte *Tetrao tetrrix*. Fauna d'Italia, XXIX: Aves I. Ed. Calderini, Bologna, pp. 721-739.
- De Franceschi P.F., 1996. I Tetraonidi della Foresta di Tarvisio. Cierre Edizioni, Verona.
- Gaydou F. & Giovo M., 2001. Densità e demografia del Fagiano di monte *Tetrao tetrrix* nelle Valli Pellice e Germanasca (Alpi Cozie, Torino). Avocetta, 25: 136.
- Rassati G., 2010. I censimenti primaverili di Pernice bianca *Lagopus muta* in alcune aree delle Alpi Carniche e delle Alpi Giulie (Friuli-Venezia Giulia) (Anni 2005-2007). Alula, Questo volume.

**I CENSIMENTI PRIMAVERILI DI PERNICE BIANCA
Lagopus muta IN ALCUNE AREE DELLE ALPI CARNICHE
E DELLE ALPI GIULIE (FRIULI-VENEZIA GIULIA)
(ANNI 2005-2007)**

GIANLUCA RASSATI⁽¹⁾

⁽¹⁾ Via Udine, 9 – 33028 Tolmezzo (itassar@tiscali.it)

La Pernice bianca *Lagopus muta* è un Galliforme legato agli orizzonti subalpino, alpino e nivale, che si riproduce al di sopra del limite della vegetazione arborea. Le popolazioni delle Alpi italiane sono tendenzialmente in decremento numerico e l'areale negli ultimi decenni ha subito una contrazione (De Franceschi, 1992). Sulle Alpi Carniche sono state rilevate decise fluttuazioni numeriche nel corso del tempo (De Franceschi, 1992). Vengono qui presentati i dati ricavati durante i censimenti primaverili effettuati in 4 aree campione poste sulle Alpi Carniche e sulle Alpi Giulie e riportate alcune azioni ritenute necessarie al fine della conservazione della specie. Sono state individuate due aree sulle Alpi Carniche (1900-2300 m s.l.m.) di estensione complessiva pari a circa 168 ha e altrettante sulle Alpi Giulie (1900-2250 m s.l.m.) di ampiezza totale pari a circa 162 ha. Tali aree si trovano oltre il limite della vegetazione arborea e sono costituite da pascoli alpini alternati a ghiaioni e a zone rocciose povere di vegetazione. Le ultime due tipologie ambientali sono maggiormente rappresentate sulle Alpi Giulie.

I censimenti sono stati effettuati da punti dominanti che permettevano di individuare i soggetti presenti secondo la metodologia riportata da De Franceschi (1994); sono stati condotti negli anni compresi fra il 2005 ed il 2007, dalla metà di maggio alla fine di giugno, da chi scrive e da alcuni collaboratori. Ogni anno il censimento è stato ripetuto sulle stesse aree campione. I dati sono stati aggregati per singolo settore alpino e per entrambi i settori (Alpi Carniche e Alpi Giulie; Tab. 1) in modo tale da fornire valori afferenti l'intero arco alpino del Friuli.

Oltre ai dati direttamente riferibili alla specie oggetto di indagine, sono state raccolte informazioni riguardanti gli ambienti ed il disturbo antropico.

I risultati sono riportati in tabella 1. Nel periodo 2005-2007 è stata verificata una diminuzione della densità degli individui sulle Alpi Giulie mentre sulle Alpi Carniche il valore del 2007 è risultato uguale a quello del 2005 dopo un aumento nel 2006. Considerando entrambe le zone la densità è diminuita passando da 4,56 individui/100 ha nel 2005 a 3,95 individui/100 ha nel 2007. La densità dei maschi (soli e accoppiati) è risultata uguale negli ultimi due anni aumentando rispetto al primo sulle Alpi Carniche mentre sulle Alpi Giulie l'ultimo anno ha fatto registrare una densità inferiore a quella degli anni precedenti. La densità delle femmine sulle Alpi Carniche è diminuita l'ultimo anno rispetto agli anni precedenti quando era uguale

Aree campione	Alpi Carniche			Alpi Giulie			Alpi Carniche e Alpi Giulie			
	2005	2006	2007	2005	2006	2007	2005	2006	2007	Media
Anno										
Superficie area (ha)	168	168	168	162	162	162	330	330	330	--
Maschi soli/100 ha	0,00	0,60	1,19	0,62	1,23	0,62	0,31	0,91	0,90	0,71
Maschi accopp./100 ha	1,79	1,79	1,19	2,47	1,85	1,85	2,13	1,82	1,52	1,82
Femmine/100 ha	1,79	1,79	1,19	2,47	1,85	1,85	2,13	1,82	1,52	1,82
Individui/100 ha	3,57	4,17	3,57	5,56	4,94	4,32	4,56	4,55	3,95	4,35
Sex ratio (♂♂/♀♀)	1	1,33	2	1,25	1,67	1,33	1,13	1,50	1,67	1,43

Tab. 1. Sintesi dei dati ottenuti durante i censimenti primaverili.

a differenza delle Alpi Giulie dove è diminuita nel 2006 e 2007 riportando inoltre lo stesso valore. La sex ratio è aumentata nel corso degli anni sulle Alpi Carniche mentre ha registrato valori variabili, con massimo nel 2006, sulle Alpi Giulie; è risultata inoltre sempre favorevole ai maschi, come generalmente verificato in altre aree alpine ed europee, ad eccezione del 2005 sulle Alpi Carniche (1:1). Considerando i dati aggregati (Alpi Carniche e Alpi Giulie) la densità dei maschi nei tre anni di indagine ha riportato valori simili (range 2,42-2,73), la densità delle femmine è risultata maggiormente variabile (range 1,52-2,13), la sex ratio (range 1,13-1,67) è aumentata dal 2005 al 2007. Le densità riscontrate sulle Alpi Giulie sono state più elevate di quelle ottenute sulle Alpi Carniche.

I valori medi complessivi di densità rientrano all'interno di quelli riscontrati sulle Alpi Carniche (De Franceschi, 1992), risultano simili (Gaydou & Giovo, 2003) o più elevati (Scherini & Tosi, 2003; Favaron et al., 2005) di quelli ricavati in altri recenti studi. Tale fatto non deve indurre a pensare che la situazione di *L. muta* sulle estreme Alpi Orientali sia meno critica di quella di altri settori alpini: i valori ricavati, pur essendo il frutto anche di una scelta oculata delle aree da indagare, individuate fra quelle notoriamente vocate alla specie grazie alla presenza di habitat idoneo ed alla relativa mancanza di disturbo, risultano inferiori a quelli potenziali.

A livello regionale è evidente la situazione di criticità del tetraonide che, attualmente, è presente in maniera discontinua sull'arco alpino. Il *taxon* inoltre non si trova più in molte aree, soprattutto prealpine, dove si riproduceva in passato a conferma di quanto riportato da De Franceschi (1992). La ricerca ha altresì confermato la generale diminuzione dell'habitat idoneo rispetto al recente passato a causa anche dell'altitudine relativamente poco elevata di alcune zone che, in seguito all'abbandono delle attività di alpeggio, sono state colonizzate da arbusti ed alberi che hanno sostituito le cenosi erbacee.

Si ritiene perciò che oltre al mantenimento dell'habitat idoneo ed al suo ripristino tramite miglioramenti ambientali, le azioni che dovrebbero essere effettuate immediatamente al fine della conservazione di *L. muta* sono: esclusione dall'elenco delle specie cacciabili; controllo e repressione del bracconaggio; regolamentazione

dell'accesso alle aree in cui la specie vive sia da parte di uomini che di cani e greggi di ovini e caprini; sospensione della realizzazione e dell'ampliamento di strade che permettano di raggiungere le aree di alta quota; sospensione della realizzazione e dell'ampliamento di elettrodotti e di impianti di risalita, piste da sci e infrastrutture turistiche; controllo e repressione del transito di motociclette sui pascoli alpini; regolamentazione delle attività sportive con controllo ad esempio dello sci fuori pista. In conseguenza di quanto sopra e delle lacune di conoscenza, ugualmente a ciò che si riporta per il Fagiano di monte *Tetrao tetrax* (Rassati, 2010), si ritiene auspicabile la realizzazione di una rete di monitoraggio permanente che interessi tutte le specie di Galliformi alpini ed i loro habitat, tramite il coinvolgimento del maggior numero possibile di soggetti sia pubblici che privati e che permetta di raccogliere un insieme di informazioni da utilizzare per conoscere la distribuzione, la consistenza e il trend delle popolazioni e per la loro gestione.

Ringraziamenti. Si ringraziano i collaboratori.

Summary

The spring censuses of Ptarmigan *Lagopus muta* in some areas of the Carnic Alps and of the Julian Alps (Friuli-Venezia Giulia, North-eastern Italy) (Years 2005-2007)

The obtained results show the situation of criticality of *L. muta* in Friuli-Venezia Giulia and the general reduction of the suitable habitat compared to the recent past. Some actions that are considered necessary to the conservation of the species are reported.

BIBLIOGRAFIA

- De Franceschi P., 1992. Pernice bianca *Lagopus mutus*. Fauna d'Italia, XXIX: Aves I. Ed. Calderini, Bologna, pp. 708-721.
- De Franceschi P.F. (ed.), 1994. Pianificazione e gestione delle risorse faunistiche. Az. Reg. delle Foreste del Veneto.
- Favaron M., Moriconi L. & Scherini G.C., 2005. Dinamica di una popolazione di pernice bianca alpina *Lagopus muta helvetica* nel settore lombardo del Parco Nazionale dello Stelvio. Avocetta, 29: 182.
- Gaydou F. & Giovo M., 2003. Densità primaverile di Pernice bianca *Lagopus mutus* e Coturnice *Alectoris graeca* nelle Valli Pellice e Chisone (Alpi Cozie, Torino). Avocetta, 27: 107.
- Rassati G., 2010. I censimenti primaverili di Fagiano di monte *Tetrao tetrax* in alcune aree delle Alpi Carniche e delle Alpi Giulie (Friuli-Venezia Giulia) (Anni 2005-2007). Alula, Questo volume.
- Scherini G.C. & Tosi G. (eds.), 2003. La Pernice bianca in Lombardia. Regione Lombardia.

**INDAGINE PRELIMINARE SULLA PREDAZIONE DI NIDI
ARTIFICIALI DI STARNA *Perdix perdix* IN AMBIENTE
APPENNINICO: PARCO REGIONALE DEL MONTE CUCCO (PG)**

CARMINE ROMANO ⁽¹⁾

⁽¹⁾ *Associazione Appennino Valleremita – Via Matteotti, 20 – 06028 Sigillo (croman97@libero.it)*

Nell'ambito dello studio di fattibilità di una possibile reintroduzione della Starna *Perdix perdix* all'interno del territorio del Parco Regionale di Monte Cucco (PG) per conto del Consorzio gestore, è stata svolta la presente indagine con l'obiettivo di verificare quello che rappresenta uno dei fattori di mortalità generalmente ipotizzabili in una popolazione: il rischio di predazione di nidi. Precedenti valutazioni hanno evidenziato un numero in genere consistente di nidi persi a causa di predazione e lavori agricoli (Montagna e Toso, 1992; Osti e Valentini, 2000).

L'area di studio ricade all'interno del Parco Naturale Regionale del Monte Cucco situato nell'Alta Umbria Orientale in provincia di Perugia. Il Parco nei suoi 10.480 ha comprende: territori montani, territori alto-collinari e una ristretta fascia pedemontana vivacemente mosaicizzata e contraddistinta da coltivi. Il suo massiccio, di natura prevalentemente calcarea, culmina nella cima del Monte Cucco (m 1566 s.l.m.), e racchiude emergenze naturalistiche di grande rilevanza.

Il rischio di predazione è stato verificato mediante la sistemazione sul terreno di 48 nidi artificiali (46 nidi contenenti 10 uova infeconde + 1 finto e 2 composti da 7 +1), per un totale di 474 uova non fecondate di Starna (provenienti dal Centro di produzione di selvaggina di Torre Certalda gestito direttamente dalla Provincia di Perugia) e 48 uova finte. Quest'ultime, costituite da un'anima di polistirolo rivestito da uno strato di plastilina color crema e ancorate al terreno tramite fil di ferro zincato, sono state utilizzate come mezzo ausiliario di identificazione del predatore tramite l'impronta del morso. I nidi, posti in 11 siti differenti a quote variabili dai 450 agli 800 m s.l.m. nei quattro comuni del Parco (Costacciaro, Scheggia-Pascelupo, Sigillo e Fossato di Vico), posizionati in habitat diversi, caratterizzati da valori di copertura della vegetazione molto variabile (Tab. 1), sono stati controllati ogni 5 giorni per un totale di 3 controlli effettuati nel mese di luglio 2008. Le percentuali di perdita di nidi e uova sono state calcolate sulle sole uova infeconde.

Al primo controllo, 5 giorni dopo il posizionamento, si è verificata una perdita di 22 nidi (45.8 %) con 234 uova predate (49.3%); al secondo di 13 nidi (27 %) e 102 uova (21.5%); al terzo di un nido (2 %) con altre 10 uova sottratte (2,1%). Al termine dei 15 gg. la % di nidi visitati dai predatori è stata del 75% (36) e il 73 % delle uova (346) è andato perduto. Solo 12 nidi (25 %) sono stati risparmiati del tutto. I risultati ottenuti evidenziano quindi un potenziale forte impatto a carico di nidi posti sul terreno. È emersa una relazione altamente significativa tra la % di nidi predati in un

Ambienti (ordinati secondo il valore di copertura)	N° nidi	N° uova	Nidi predati	% Nidi predati	Uova predate	% Uova predate
Rimboschimento produttivo inerbito (Noce, Ciliegio)	4	40	0	0%	0	0%
Medicaio puro	3	30	1	33.3%	10	33%
Graminacee (Avena, Farro, Grano)	8	74	5	62.5%	47	58.7%
Prato polifita	13	130	12	92.3%	105	80.76%
Prato pascolo	10	100	10	100%	84	84%
Rimboschimento produttivo sarchiato (Tartufaia, Uliveto)	10	100	10	100%	100	100%

Tab. 1. Valori assoluti dei nidi e delle uova predati e/o distrutti.

determinato ambiente e la corrispondente copertura erbacea ($P = 0,000$ test exact di Fisher).

In Tab. 1 sono riportati i valori assoluti dei nidi e delle uova predati e/o distrutti. I diversi tipi fisionomici di vegetazione sono disposti seguendo un gradiente di copertura decrescente (Braun-Blanquet, 1979).

Corvidi e Cinghiale *Sus scrofa* hanno predato nidi rispettivamente per il 16.6 % (*Corvidae* sp. 14.6 % e *Garrulus glandarius* 2%) e il 14.6%. Anche se in misura minore, le macchine agricole si sono dimostrate potenzialmente dannose, con un impatto equivalente a quello della Volpe *Vulpes vulpes*, pari ad un valore del 6.6 %. Altri predatori hanno inciso secondo le seguenti percentuali: *taxa* indeterminati 20.8 %, Cane domestico *Canis familiaris* e microroditori *Rodentia* sp. 4.1%, Mustelidi *Mustelidae* sp. 2%.

I risultati ottenuti sui nidi artificiali non sono riferibili ai nidi naturali nella stessa misura, in quanto le femmine degli uccelli nidificanti adottano durante la cova complesse strategie difensive sia di tipo attivo che passivo. Tuttavia è anche vero che la maggior parte degli individui di Starna presente sul territorio umbro deriva da soggetti di allevamento (Renzini, 1997) che, verosimilmente, potrebbero essere scarsamente dotati di appropriati comportamenti anti-predatori (Bagliacca et al., 1998, 1999; Dessì Fulgheri et al., 1999). L'indagine può quindi fornire un'idea nell'area esaminata dell'impatto della predazione sui nidi, nell'ipotesi di ricostruire una popolazione locale di Starna a partire da soggetti di allevamento.

A titolo di paragone, è interessante citare due studi condotti in Italia su nidi naturali, che hanno riportato percentuali di perdita degli stessi pari: il primo al 66.7 %, con il 37.5% dei casi dovuto ad abbandono in seguito a pratiche agricole, il 25 % a predazione ed il 37.5 % a distruzione durante la fienagione; il secondo al 50 %, con l'80 % dovuto a predazione e il 20 % ad abbandono (Montagna e Toso, 1992).

Dal punto di vista metodologico, è interessante notare come ben il 48 % delle uova di polistirolo sia stata ignorata, mentre le restanti non sempre sono state determinanti nel riconoscimento dei *taxa*. Pertanto si suggerisce, onde facilitare ulteriormente l'identificazione del predatore, di spargere intorno alla finta covata sabbia o sostanza ad essa affine, o meglio di avvalersi di trappole fotografiche.

Ringraziamenti. L'autore ringrazia per l'aiuto che a vario titolo gli è stato reso: Francesco Anderlini, Letizia Anderlini, Callisto Battifoglia, Raffaele Capponi, Michele Croce, Domizia Donnini, Antonio Farinelli, Mina Fortunati, Giampiero Fugnesi, Roberta Gaggi, Pierluigi Gioia, Sandro Loretelli, Roberta Mazzei, Silvana Palanga, Erminio Piermartini, Umberto Sergiacomi, Nazareno Ventanni, Lino Volpi, il comandante e gli agenti della Stazione del Corpo forestale dello Stato di Scheggia. Un grazie particolare a Francesco Velatta, Angela Gaggi, Andrea Maria Paci e Luca Convito.

Summary

Preliminary survey on Grey Partridge *Perdix perdix* artificial nests predation in apennine environment: "Monte Cucco" regional park (PG)

This work is aimed at verifying the importance of one among the factors normally considered as cause of death within one population: the risk of nests predation. This risk has been assessed by distributing on the ground 48 artificial nests, and a total of 474 Grey partridge un-fertilized eggs and 48 fake ones. This type of survey can help quantifying the presence of the different agents responsible of predation in the examined ecosystem; it can also indicate the level of predation risk for natural nests in a specific environment. On this regard, the results obtained highlight a potential strong predatory impact on eggs placed on the ground. This impact was particularly evident in environments with limited grass coverage.

BIBLIOGRAFIA

- Bagliacca M., Bennati L., Folliero M., Ambrogi C., Paci G., 1998. Effetto della tecnica di allevamento sul comportamento antipredatorio della Starna (*Perdix perdix* L.), Ann. Fac. Med. Vet. Univ. Pisa 51:315-324.
- Bagliacca M., Profumo A., Paci G., Ambrogi C., 1999. Deposizione di starne (*Perdix perdix* L.) nate da genitori naturali a confronto con starne nate da incubazione artificiale. Abs. IV Convegno nazionale dei Biologi della Selvaggina, Bologna ottobre 1999, 73.
- Braun-Blanquet J., 1979. Fitosociologia. Blume. Madrid.
- Cocchi R., Govoni M., Toso S. (red.), 1993. La Starna. Istituto Nazionale per la Fauna Selvatica, Documenti Tecnici, 14.
- Dessì Fulgheri F., Papeschi A., Bagliacca M., Mani P., Mussa P., 1999. Linee guida all'allevamento di galliformi destinati al ripopolamento ed alla reintroduzione. Quaderno Arsia, 1/99, 31.
- Montagna D., Toso S., 1992. Starna *Perdix perdix*. In: Brichetti P. et al. (eds.). Fauna d'Italia. XXIX. Aves. I. Edizioni Calderini, Bologna: 799-811.
- Osti F., Valentini S., 2000. Indagine sulla predazione di nidi artificiali a terra in alcuni ambienti di nidificazione dei tetraonidi nel Trentino occidentale. Habitat, 99: 63-67.
- Renzini F., 1997. Starna. In: Magrini M. & Gambaro C. (eds.). Atlante Ornitologico dell'Umbria.

BIOLOGIA RIPRODUTTIVA DEL GRILLAIO *Falco naumanni* IN PROVINCIA DI PARMA

FRANCO ROSCELLI^(1,2) & MAURIZIO RAVASINI^(1,2)

⁽¹⁾ *Associazione Ornitologi dell'Emilia-Romagna (froscelli@yahoo.it)*

⁽²⁾ *Oasi LIPU Torrile – Via Allende, 21 – 43030 Torrile (PR)*

Il Grillaio *Falco naumanni* a partire dal 1950 ha subito nell'Europa occidentale un forte calo, stimato intorno al 95% (Birdlife International, 2009). Per tale motivo la specie è classificata come vulnerabile nella Lista rossa della IUCN (2009) e considerata di interesse conservazionistico a livello globale in Europa, categoria SPEC 1 (Birdlife International, 2004). È inoltre presente nell'Allegato I della Direttiva 79/409/CEE per la conservazione degli uccelli selvatici.

L'Italia ospita una popolazione nidificante compresa tra il 9% e il 15% di quella complessiva continentale (Gustin et al., 2009). Il Grillaio nidifica soprattutto in Basilicata e Puglia, con colonie urbane, ma anche in Sardegna e Sicilia, con piccole colonie extra-urbane; irregolare la riproduzione in Calabria e Toscana (Palumbo, 1997; Bricchetti & Fracasso, 2003). Da alcuni anni si registra l'insediamento di alcune coppie in Emilia-Romagna (Giannella & Tinarelli, 2004).

Nel 2001 Birdlife International (2004) ha stimato in 3.640-3.840 coppie la popolazione nidificante in Italia, con tendenza all'incremento. Recenti indagini LIPU valutano nel periodo 2003-2008 la presenza di 10.000-15.000 individui in Puglia e Basilicata, 233-287 coppie nidificanti in Sicilia e 100-200 coppie in Sardegna, con trend positivo 10-20% (Bellini et al., 2008; Gustin et al., 2009).

In Italia settentrionale la prima nidificazione documentata risale al 1993 in provincia di Parma, nei pressi dell'Oasi LIPU Torrile; all'epoca la specie venne erroneamente identificata come Gheppio, ma fu riconosciuta a posteriori grazie alla documentazione fotografica (Ravasini, 1995). Si trattava di una coppia, il maschio nel secondo anno di calendario, che portò a termine la riproduzione in una cavità esterna di una stalla abbandonata, allevando tre giovani (Ravasini, 2007). La mancata identificazione ha impedito un approfondimento sulla riproduzione della specie fino al 2000, quando una coppia adulta è stata riscontrata come nidificante in un casotto di protezione di un pozzo per l'irrigazione in comune di Roccabianca (PR). Da allora il Grillaio si riproduce regolarmente nella bassa pianura parmense (Roscelli, 2007); dal 2005 nidifica anche in provincia di Modena (Giannella & Gemmato, 2007). Da segnalare, inoltre, nel 2003 l'inizio di riproduzione di una coppia in un nido di Gazza su un albero secco nel Mezzano (FE), fallito poi per disturbo antropico (Tinarelli, 2004). Le colonie riproduttive nella provincia di Parma sono state monitorate a partire dal 2000 riguardo alle coppie nidificanti, agli areali di caccia e alle problematiche di salvaguardia. Sono state anche analizzate tutte le segnalazioni apparse in letteratura e

Anno	1993	1994-99	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009
Coppie nidificanti	1	n.d.	1	2	2	3	5	5	6	11	14	17
Giovani involati (stima)	3	n.d.	3	6	5	5	16	14	18	39	44	50

Tab. 1. Andamento riproduttivo del Grillaio in provincia di Parma

sulle liste di discussione ornitologica, in particolare ParmaBW (http://it.groups.yahoo.com/group/Parma_bw/).

Il Grillaio si osserva nel Parmense a partire da fine marzo o inizio aprile; riparte verso i quartieri invernali tra la metà e la fine di settembre. I siti di nidificazione si trovano nella bassa pianura parmense, in una fascia ampia una decina di km lungo la sponda destra del Fiume Po. Sono state individuate cinque colonie, due delle quali utilizzate regolarmente, le altre in maniera irregolare.

I siti occupati stabilmente si trovano all'interno o nelle vicinanze della ZPS IT4020018 "Prati e ripristini ambientali di Frescarolo e Samboseto", nei comuni di Soragna e di Roccabianca, nella parte ovest della bassa parmense. I territori di alimentazione sono rappresentati in prevalenza da praterie erbacee e coltivi a rotazione, gli stessi frequentati da altre specie di interesse conservazionistico, quali Falco cuculo *Falco vespertinus* e Averla cenerina *Lanius minor*.

Altri tre siti di nidificazione, occupati in maniera irregolare, sono stati individuati nei comuni di Busseto, Colorno e Sorbolo, tutti situati nella fascia costiera del Fiume Po. La Tabella 1 riporta il numero di coppie riproduttive censite e la stima dei giovani involati nel Parmense nel periodo di studio. Nel 2009 sono state rilevate due colonie localizzate nella bassa ovest, formate entrambe da otto coppie, oltre alla nidificazione isolata di una coppia in un terzo sito nella pianura orientale.

I nidi si trovano per la quasi totalità sotto le tegole dei tetti o in cavità dei muri di casolari di campagna disabitati o utilizzati in maniera discontinua. La deposizione delle uova viene effettuata in maggio e nella prima metà di giugno, mentre l'involto dei giovani avviene per la maggior parte nel mese di luglio. Le covate sono costituite prevalentemente da 3 o 4 pulli, ma nel 2009 una coppia ha allevato con successo 6 pulli.

Le popolazioni riproduttive dell'Emilia-Romagna sono quelle più settentrionali rispetto all'intero areale della specie in Italia, con un certo grado di isolamento, considerato che i siti di nidificazione più vicini si trovano a centinaia di chilometri di distanza. Si può ipotizzare che le colonie siano legate all'insediamento di individui che compiono regolarmente un movimento di dispersione pre-migratoria dalle aree di nidificazione del Sud Italia verso Nord, alla ricerca di aree più ricche di cibo a latitudini superiori (Premuda et al., 2008). Tale fenomeno è stato dimostrato in Spagna, grazie alle ricatture nella parte settentrionale della Penisola Iberica di individui inanellati al nido in Andalusia (Serrano & Delgado, 2004). Si registra una espansione della specie, con una tendenza positiva paragonabile - sia pure su scala inferiore

- a quanto osservato nelle colonie del sud della Francia nello stesso arco temporale (de Seynes, 2009).

Summary

Breeding biology of Lesser Kestrel *Falco naumanni* in the province of Parma

Italy hosts about 9-15% of European breeding population of Lesser Kestrel, mostly confined to the South of the peninsula and to the main islands. Since 2000 the species has bred regularly in the lowlands of the province of Parma, NW Italy, with a small but increasing number of pairs (17 in 2009).

BIBLIOGRAFIA

- Bellini F., Cillo N., Giacoia V., Gustin M. (eds), 2008. L'avifauna di interesse comunitario delle gravine ioniche. Oasi Lipu Gravina di Laterza, Laterza (Ta).
- Birdlife International, 2004. Birds in Europe: population estimates, trends and conservation status. BirdLife International, Cambridge, UK.
- BirdLife International, 2009. Species factsheet: *Falco naumanni*. Scaricato da <http://www.birdlife.org> il 4/10/2009.
- Bricchetti P., Fracasso G., 2003. Ornitologia italiana. Vol.1 - Gavidae-Falconidae. Alberto Perdisa Editore, Bologna.
- de Seynes A., 2009. Les oiseaux nicheurs rares et menacés en France en 2008. Ornithos 16: 153-184.
- Giannella C., Tinarelli R. (eds), 2004. Resoconto Ornitologico dell'Emilia Romagna, anno 2003. Picus 30: 97-109.
- Giannella C., Gemmato R., 2007. La nidificazione del Grillaio nella Bassa Modenese. Picus 33: 160.
- Gustin M., Brambilla M., Celada C., 2009. Valutazione dello stato di conservazione dell'avifauna italiana. Rapporto tecnico finale. Ministero dell'Ambiente, della Tutela del Territorio e del Mare, Roma.
- IUCN, 2009. IUCN Red List of Threatened Species. Scaricato da <http://www.iucnredlist.org> il 4/10/2009.
- Palumbo G., 1997. Il Grillaio. Altrimedia, Matera.
- Premuda G., Ceccarelli P.P., Fusini U., Vivarelli W., Leoni G., 2008. Eccezionale presenza di Grillaio *Falco naumanni* in Emilia-Romagna in periodo post-riproduttivo. Riv. ital. Orn. 77: 101-106.
- Ravasini M., 1995. L'avifauna nidificante nella provincia di Parma (1980-1995). Editoria Tipolitotecnica, Sala Baganza (PR).
- Ravasini M., 2007. L'Oasi LIPU Torrile. Artegrafica Silva, Parma.
- Roscelli F., 2007. Il Grillaio nelle Terre Verdiane nel 2007. Picus 33: 159-160.
- Serrano D, Delgado J.M., 2004. El Cernicalo Primilla en Andalucia. Bases ecologicas para su conservacion. Junta de Andalucia, Sevilla.
- Tinarelli R., 2004. Avifauna. In: AA.VV. Studi ambientali sul Mezzano per un nuovo piano di gestione. Minerva Edizioni, Ferrara, pp. 103-173.

VALUTAZIONE DELL'IDONEITÀ AMBIENTALE PER LA NIDIFICAZIONE DEL GABBIANO CORSO *Larus audouinii* SULLE COSTE DELLA CAMPANIA

MARCO RUOCCO & MARIA FILOMENA CALIENDO

*Dipartimento di Scienze Biologiche, Università degli Studi Federico II
Via Mezzocannone, 8 – 80134 Napoli (marcalie@unina.it)*

Il Gabbiano corso *Larus audouinii* ha problemi di conservazione per la distribuzione localizzata e le piccole dimensioni della popolazione totale. La Campania, in cui il Laride è svernante dagli anni '80 e nidificante dal 1993, è in una posizione baricentrica tra le colonie occidentali e quelle orientali dell'areale.

Per conoscere meglio le affinità paesaggistiche della specie, sono state analizzate due aree: una già utilizzata, Capo Palinuro e Punta Infreschi (SA) (Milone et al., 1999) e una potenzialmente utilizzabile, Punta Campanella (NA), ove sono state censite anche colonie di Gabbiano reale *Larus m. michahellis* che ha le stesse preferenze ambientali ed è più competitivo del primo (Serra et al., 2001). Lo studio si basa sul modello di analisi Ecological Niche Factor Analysis (ENFA) (Hirtzel et al., 2002). L'ENFA, grazie ai dati di presenza della specie focale, riduce le "variabili ecogeografiche" (EGV) in pochi fattori, significativi ecologicamente, come Marginalità (M) e Specializzazione (S). Le EGV scelte sono rappresentate da:

- *Pendenza, Distanza dal mare, Esposizione*, ricavate dalla realizzazione di un modello 3D del terreno;
- *Disturbo antropico, Mosaico Ambientale*, rilevate con dati di campo e ortofoto.

La nidificazione delle due specie è stata rilevata da censimenti da terra e da mare nella primavera 2007.

Punta Campanella. In quest'area, sono state individuate 3 coppie nidificanti di G. corso, 2 sull'isola di Vetara, 1 sull'isola dell'Isca. Le coppie di G. reale sono risultate 160. L'ENFA e la "*Habitat suitability*" (HS) sono stati sviluppati in questa area per entrambe le specie.

Dai dati si evince che il G. corso è una specie estremamente marginale rispetto all'area indagata ($M=1,028$) (Tab. 1a), che utilizza poche aree del paesaggio, localizzate sulle isole meno disturbate dall'uomo. Anche il fattore specializzazione, $S=6,469$, indica un utilizzo molto selettivo del territorio e un elevato grado di specializzazione per combinazioni di fattori molto rari nell'area di studio. Viene confermata la predilezione di questa specie per le piccole isole (Serra et al., 2001).

Considerando per la stessa area i risultati su G. reale (Tab. 1b), i valori di marginalità $M=0,937$ e di specializzazione $S=2,203$ ci confermano la marginalità paesaggistica di questa specie, che però è molto più generalista nella scelta delle condizioni di vita rispetto al G. corso.

<i>Larus audouinii</i>	
Fattore 1 (45%) Marginalità M=1,028	Fattore 2 (39%) Specializzazione S=6,469
Disturbo (-0.81)	Distanza dal mare (0.76)
Pendenza (-0.46)	Disturbo (-0.43)
Distanza dal mare (-0.36)	Insolazione media 0.41
Complessità strutturale (0.04)	Complessità strutturale (-0.21)
Insolazione media (-0.03)	Pendenza (0.13)

<i>Larus michahellis michahellis</i>	
Fattore 1 (38%) Marginalità M=0,937	Fattore 2 (47%) Specializzazione S=2,203
Disturbo (-0.87)	Distanza dal mare (-0.85)
Distanza dal mare (-0.47)	Disturbo (0.47)
Pendenza (-0.09)	Pendenza (-0.19)
Insolazione media (-0.05)	Complessità strutturale (-0.12)
Complessità strutturale (0.02)	Insolazione media (0.06)

Tab. 1. Correlazione tra le variabili ecogeografiche e i fattori Marginalità e Specializzazione per *Larus audouinii* (a) e *Larus m. michahellis* (b).

Sovrapponendo le mappe di HS tra le due specie, come nel confronto tra le mappe di HS per i due Laridi sull'isola della Rotonda (Fig. 1), si nota che il G. corso ha un'adeguatezza medio-alta nel settore mediorientale dell'isola (Fig. 1a), che non si traduce in nidificazione per la presenza di una cospicua colonia (ca. 60 coppie) di G. reale, che satura tutta l'area sfruttabile (Fig. 1b).

Confrontando l'HS dei due Laridi per Vetara, si desume che anche in questo caso il G. reale occupa quasi tutta la nicchia del G. corso, che ha eventi sporadici di nidificazione sull'isola, senza possibilità d'insediare colonie di grandi dimensioni.

Proprio la forte pressione del G. reale ha indotto individui di G. corso alla nidificazione in zone per loro a minore adeguatezza, quali le coste non coltivate dell'Isca, dove il competitore è poco presente.

L'elevato grado di sovrapposizione tra le specie, porta ad affermare che nell'area di studio la nicchia ecologica del G. corso è praticamente contenuta tutta nelle aree *core* (a max sfruttabilità) del G. reale. Questo permette di individuare e di quantificare la competizione tra le due specie.

Il modello mostra anche elevate potenzialità previsionali, poiché permette, partendo da pochi punti certi di presenza, di individuare siti di presenza potenziale e indirizzare le ricerche successive in aree precise. Questo modello, oltre a pianificare strategie di tutela paesaggistica relative alla specie focale, permette di intraprendere piani di mitigazione di specie invasive, quali il G. reale.

Capo Palinuro. Nell'area, non ci sono state nidificazioni di G. corso e sono state censite 171 coppie di G. reale. Il modello, in questo caso, è stato applicato elaborando sia l'ENFA, che la HS per il G. reale.

Per valutare la possibile incidenza del fattore competizione nella mancata nidifica-

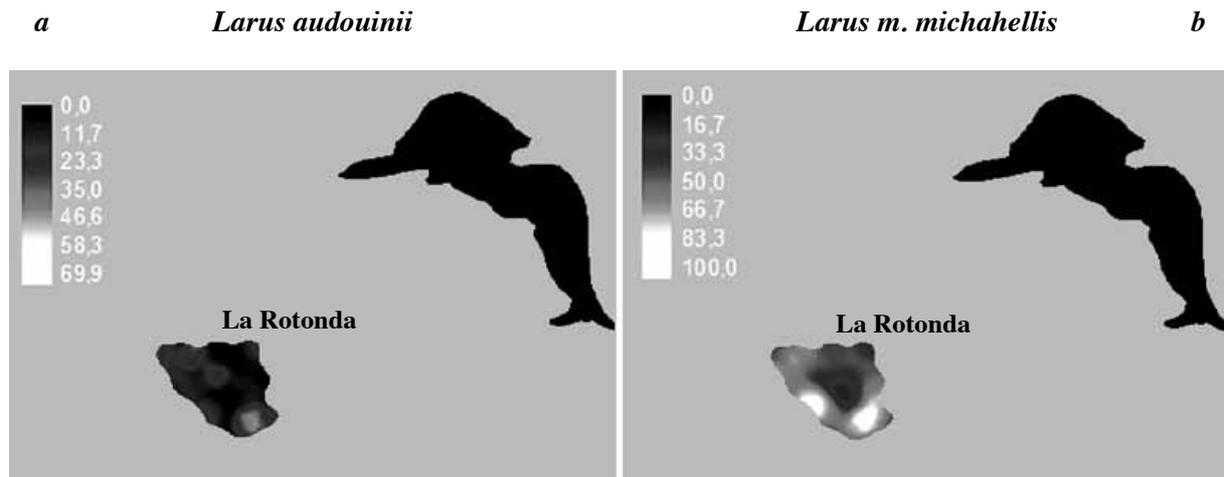


Fig. 1. Habitat suitability (H-S) di *Larus audouinii* (a) e *Larus m. michahellis* (b) Isola della Rotonda.

zione, la mappa di HS estratta è stata sovrapposta sia ai dati di presenza del G reale, che alle aree di nidificazione storica del G. corso.

Dall'analisi si evince che le massime condizioni di idoneità ambientale per il G. reale sono sovrapposte ai luoghi storicamente scelti dal G. corso per la nidificazione. A conferma c'è la forte presenza di colonie di G. reale, in gran parte dei siti ad alta idoneità. Il non utilizzo di C. Palinuro da parte del G. corso negli ultimi anni è probabilmente legato alle abitudini di questo Laride; infatti, l'ubicazione spaziale delle colonie, e la loro consistenza numerica, sono fattori fluttuanti di anno in anno (Lambertini, 1993). Non si può escludere per il futuro, che la presenza di una così grande colonia in espansione di G. reali, che occupa la quasi totalità dello spazio a max sfruttabilità di C. Palinuro possa creare un forte disturbo nell'insediamento di nuove coppie nidificanti di G. corso.

Summary

Assessment of nesting habitat suitability of Audouin's Gull *Larus audouinii* on the Campania coast

BIBLIOGRAFIA

- Lambertini M., 1993. The ecology and conservation of Audouin's Gull (*Larus audouinii*) at the northern limit of its breeding range. In: Aguilar J. S., X. Monbailliu, A. M. Paterson (eds.), Status and conservation of seabirds. Proceedings of the 2nd Mediterranean Seabird Symposium, Calviá, March 1989. SEO, Madrid: 261-272.
- Milone M., Conti P., Kalby M., 1999. Note brevi. In: Milone M. (a cura di), Atlante degli uccelli svernanti in Campania, Monografia n. 6 ASOIM, A.C.M. SpA, Torre del Greco: 425-443.
- Hirzel A., Hausser J., Chessel D. & Perrin N., 2002. Ecological-niche factor analysis: how to compute habitatsuitability maps without absence data? Ecology, 83, 2027-2036.
- Serra G., Melega L., Baccetti N., 2001. Piano d'azione nazionale per il Gabbiano corso (*Larus audouinii*). Quad. Cons. Natura, 6, Min. Ambiente- Ist. Naz. Fauna Selvatica.

STATO DI CONSERVAZIONE E DISTRIBUZIONE DELLA COTURNICE *Alectoris graeca* NEL LAZIO

ALBERTO SORACE⁽¹⁾, SERENA GUGLIELMI⁽¹⁾, SILVIA PROPERZI⁽¹⁾, FRANCESCO RIGA⁽¹⁾,
VALTER TROCCHI⁽¹⁾, CARLO ARTESE⁽²⁾, EMILIANO DE SANTIS⁽³⁾,
ROBERTA LATINI⁽⁴⁾ & MARCO SCALISI⁽⁵⁾

⁽¹⁾ *Istituto Superiore Protezione e Ricerca Ambientale (I.S.P.R.A.) (sorace@fastwebnet.it)*

⁽²⁾ *Parco Nazionale Gran Sasso-Monti della Laga*

⁽³⁾ *Parco Naturale Regionale Monti Simbruini*

⁽⁴⁾ *Parco Nazionale d'Abruzzo, Lazio e Molise*

⁽⁵⁾ *Agenzia Regionale Parchi (ARP) della Regione Lazio (scalisi.arp@parchilazio.it)*

La Coturnice *Alectoris graeca* mostra uno stato di conservazione sfavorevole in Italia e in Europa. L'Agenzia Regionale Parchi della Regione Lazio in collaborazione con l'I.S.P.R.A. ha realizzato un progetto di ricerca su stato di conservazione e distribuzione di questo Fasianide nel Lazio. Obiettivo ultimo del Progetto è la redazione del piano d'azione regionale per la specie, finalizzato ad una corretta conservazione delle popolazioni.

La raccolta dati è iniziata nell'estate 2007 e si è protratta fino alla primavera 2009. Nei territori caratterizzati da altitudini superiori ai 900 m s.l.m., sono state individuate le zone a prato-pascolo, le praterie d'altitudine, le zone rocciose e altri ambienti aperti potenzialmente idonei alla specie, con estensione superiore ai 100 ettari, mediante la carta di uso del suolo della regione (IV livello Corine) analizzata con l'ausilio di applicativi G.I.S. In questi ambienti potenzialmente idonei sono stati percorsi 63 transetti per attuare i censimenti con la tecnica del *playback*. Lungo i transetti sono stati scelti dei punti di emissione del canto registrato, intervallati almeno di 300 m (massimo 500 m), opportunamente scelti a seconda della morfologia dei versanti. In ogni punto venivano emessi quattro richiami (N, O, S, E), della durata di 20 secondi; ogni emissione era intervallata da 20 secondi di ascolto. I transetti sono stati percorsi una sola volta tra metà marzo e gli inizi di giugno. Nelle diverse aree le date di inizio dei censimenti sono variate in relazione con le condizioni di innevamento, l'altitudine e l'esposizione dei versanti ovvero si è data la precedenza ai siti in cui le manifestazioni territoriali erano anticipate a causa di condizioni climatiche più miti. Si sono alternate aree protette e aree non protette. Sono state evitate le giornate con vento forte e/o precipitazioni consistenti. Il conteggio è stato effettuato nelle prime 4 ore del mattino. I dati sono stati espressi sia come abbondanza chilometrica (ind/km) sia come densità (cp/kmq). Nel primo caso, veniva assegnato un punto ad ogni individuo osservato o ascoltato. Nel secondo caso, assumendo che ogni maschio in canto fosse accoppiato con una femmina (Bernard Laurent e Laurent, 1984), si è assegnato un punto ai maschi in canto e 0,5 punti agli individui osservati. Per ricondurre i dati raccolti ad una superficie, si è assunto che la larghezza della fascia, intesa come me-

Area	Transetti positivi media (\pm DS; n)		Totale transetti media (\pm DS; n)	
	ind/km	cp/kmq	ind/km	cp/kmq
Monti della Laga	0,84 (\pm 0,47; n = 4)	1,88 (\pm 1,23; n = 4)	0,56 (\pm 0,56; n = 6)	1,25 (\pm 1,36; n = 6)
Monti Reatini	1,07 (\pm 0,82; n = 8)	2,53 (\pm 2,02; n = 8)	0,85 (\pm 0,85; n = 10)	2,02 (\pm 2,07; n = 10)
Monti Cicolani	0,34 (n = 1)	0,85 (n = 1)	0,05 (\pm 0,13; n = 7)	0,12 (\pm 0,32; n = 7)
Montagne della Duchessa	1,19 (\pm 0,82; n = 3)	2,53 (\pm 1,56; n = 3)	0,89 (\pm 0,89; n = 4)	1,90 (\pm 1,79; n = 4)
Monti Simbruini	0,60 (\pm 0,13; n = 5)	1,17 (\pm 0,28; n = 5)	0,43 (\pm 0,31; n = 7)	0,84 (\pm 0,61; n = 7)
Monti Ernici	0,33 (n = 1)	0,83 (n = 1)	0,16 (\pm 0,23; n = 2)	0,41 (\pm 0,58; n = 2)
PNALM e aree protez. esterna	0,79 (\pm 0,46; n = 6)	1,56 (\pm 0,97; n = 6)	0,43 (\pm 0,53; n = 11)	0,85 (\pm 1,07; n = 11)
Totale regionale	0,85 (\pm 0,59; n = 28)	1,87 (\pm 1,40; n = 28)	0,39 (\pm 0,58; n = 63)	0,86 (\pm 1,33; n = 63)

Tab. 1. Abbondanza (ind/km) e densità (cp/kmq) di Coturnice in diversi gruppi montuosi del Lazio. I dati sono riportati per il totale di transetti effettuati in ogni area o considerando esclusivamente i transetti in cui la specie è stata rilevata.

dia di varie condizioni di contattabilità, fosse di 200 m su entrambi i lati del transetto (Cfr. Bibby et al., 1992). Di conseguenza, la densità della Coturnice (cp/kmq) nelle aree investigate è stata così calcolata: $densità = no. coppie / (lunghezza transetto in km * 0,4)$. Per ciascuno dei 26 transetti ripetuti in entrambi gli anni di studio, è stata considerata la media tra i due valori annui di densità. Per valutare il successo riproduttivo della specie, da fine di agosto fino ai primi giorni di ottobre (2007 e 2008), è stata effettuata la ricerca delle brigate di Coturnice con cani da ferma, impiegando ogni volta 1-2 operatori coadiuvati da 1-2 cani. Per il riconoscimento dei giovani di Coturnice ci si è riferiti a Cramp e Simmons (1980) e a Madge e McGowan (2002). In estate sono stati percorsi 41 transetti di cui 16 in entrambi gli anni di studio. Le indagini effettuate, sia mediante la tecnica del *playback* a primavera sia con l'ausilio di cani da ferma in estate, confermano l'avvenuta contrazione dell'areale regionale della specie. I rilievi condotti inducono a ritenere che la specie non sia più presente in tutte le aree preappenniniche e antiappenniniche (Monti Lucretili, Lepini e Aurunci) e del M. Cairo. Inoltre, la Coturnice non è stata rilevata in alcuni settori appenninici dove invece era stata segnalata pochi anni prima (es.: R. N. Monti Cervia e Navegna; M. Nuria; Cfr. Boano et al., 1995). La distribuzione attuale della specie è quindi ristretta ad alcune aree dell'Appennino, con le densità più elevate sui M. Rea-

tini e sulle M. della Duchessa e quelle minime sui M. Ernici e sui M. Cicolani (Tab. 1). Nelle aree in cui viene esercitata l'attività venatoria la densità della specie è risultata significativamente minore rispetto alle aree precluse alla caccia (Mann-Witney test, $Z = 3,28$ $P = 0,001$, $N1 = 36$, $N2 = 27$). Gruppi di giovani sono stati rilevati in 11 casi; questi in media includevano 4,2 individui ($DS \pm 2,2$), un valore abbastanza basso rispetto a quanto noto in letteratura (Brichetti & Fracasso 2004).

Complessivamente questi risultati indicano che lo stato di conservazione della Coturnice nel Lazio è ancora decisamente precario, nonostante da alcuni anni questo Fasianide non sia cacciabile, e devono essere attuate azioni più incisive per l'incremento delle popolazioni presenti, essendo, fra l'altro, una specie inserita nell'all. 1 della Dir. 79/409/CEE "Uccelli".

Ringraziamenti. Si ringraziano A. Boano, E. Savo, i tecnici naturalisti, i guardiaparco e gli operai delle aree naturali protette, i conduttori dei cani intervenuti e tutti i volontari che hanno partecipato alle attività di censimento. Si ringraziano gli Enti "P. N. del Gran Sasso e Monti della Laga" e "P. N. d'Abruzzo, Lazio e Molise" per l'autorizzazione a effettuare la ricerca e pubblicare i dati.

Summary

Status of *Alectoris graeca* in Latium region (Central Italy)

The distribution, abundance and breeding success of *Alectoris graeca* were investigated in all regional areas suitable for the species. The areale of species decreased as compared to past surveys. The species was more abundant in areas where hunting was forbidden.

BIBLIOGRAFIA

- Bernard-Laurent A. & Laurent J.L., 1984. Méthode de recensement des perdrix bartavelles (*Alectoris graeca saxatilis* Bechstein 1805) au printemps; applications dans les Alpes-Maritimes. Gibier Faune Sauvage 4: 69-85.
- Bibby C.J., Burgess N.D. & Hill D.A. 1992. Bird Census Techniques. Academic Press, London.
- Boano A., Brunelli M., Bulgarini F., Montemaggiori A., Sarocco S., Visentin M., 1995. Atlante degli uccelli nidificanti nel Lazio. Alula, volume speciale (1-2): 37-38.
- Brichetti P. & Fracasso G., 2004. Ornitologia Italiana. Vol. II - Tetraonidae-Scolopacidae. Alberto Perdisa Editore, Bologna.
- Cramp S., Simmons K.E.L., 1980. Handbook of the birds of Europe, the Middle East and North Africa II. Oxford University Press. Oxford.
- Madge S e McGowan P 2002. Pheasants, Partridges e Grouse. Including buttonquails, sandgrouse and allies. Helm Identification Guides, Christopher Helm, London.

**ELENCO ANALITICO DEI RICOVERI DI GABBIANO REALE
MEDITERRANEO *Larus michahellis* PRESSO IL CENTRO DI
RECUPERO UCCELLI MARINI ED ACQUATICI DELLA LIPU
A LIVORNO, DAL 1987 AL 2008**

VIVIANA STANZIONE, MELISSA MESSINESE, RICCARDO GHERARDI,
RENATO CECCHERELLI & GIANLUCA BEDINI

*Centro Recupero Uccelli Marini e Acquatici L.I.P.U. – Via delle Sorgenti, 430 57121 Livorno
(cruma.livorno@lipu.it)*

Il CRUMA (Centro di Recupero Uccelli Marini ed Acquatici) di Livorno, gestito dalla LIPU, è un centro per il recupero della fauna selvatica specializzato nel ricovero, nella cura, nella riabilitazione e nel reinserimento in natura di uccelli marini e acquatici. Dal 1987, anno della sua istituzione, fino ad oggi, il numero di animali che annualmente arrivano presso questa struttura è andato sempre di più aumentando, a partire dai 68 pazienti del primo anno di attività fino ai quasi 3000 del 2008.

In questo contesto, un cospicuo contributo numerico è dato dal Gabbiano reale mediterraneo *Larus michahellis*, che fin dai primi anni di vita del Centro è stato ospitato per i più disparati motivi, che vanno dall'intossicazione al trauma da impatto, all'imbrigliamento con lenze da pesca, fino al ritrovamento di nidiacei in primavera ed estate.

Nel presente lavoro presentiamo tutti i dati disponibili negli archivi del CRUMA, dalla sua fondazione al 2008, riguardanti il Gabbiano reale mediterraneo, al fine di poter valutare come in questo spazio temporale sia distribuito il numero dei ricoveri, quali siano i periodi dell'anno di maggiore afflusso, quali le cause più frequenti e quali infine siano stati gli esiti.

Dall'anno della fondazione fino all'inizio degli anni '90 gli arrivi sono andati numericamente crescendo assestandosi poi in una fascia di arrivi oscillante tra le 130 e le

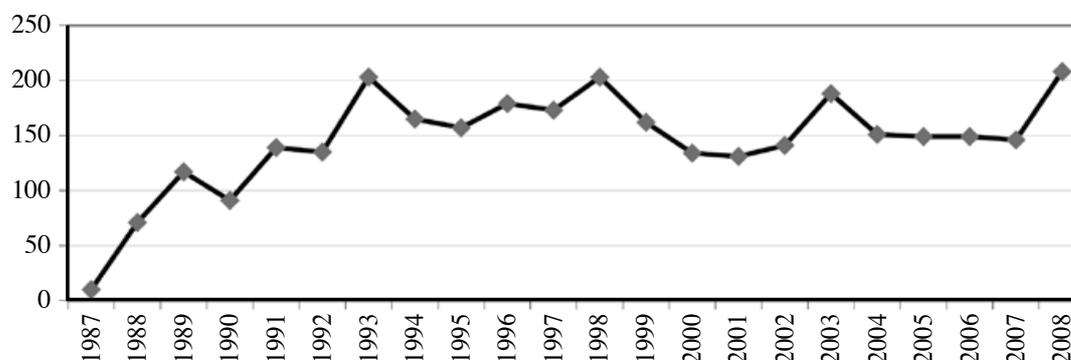


Fig. 1. Andamento dei ricoveri di Gabbiano reale (1987-2008).

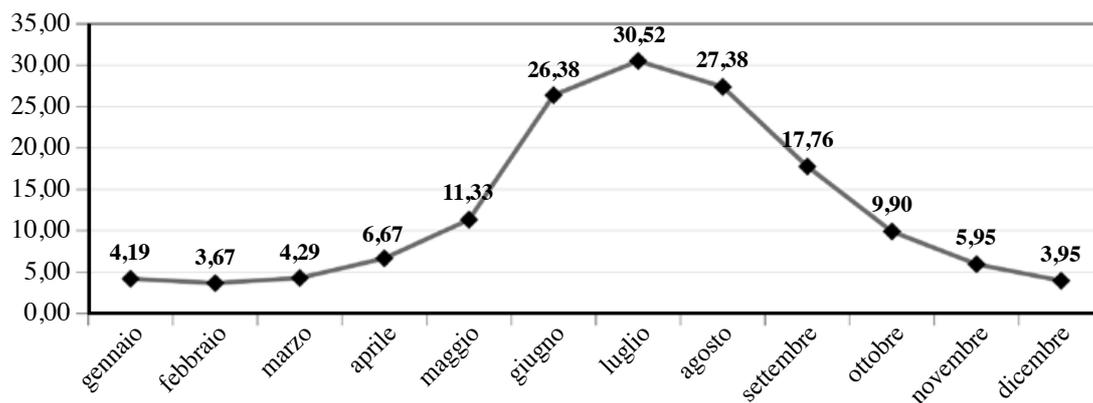


Fig. 2. Distribuzione delle medie mensili dei ricoveri di Gabbiano reale (1987-2008).

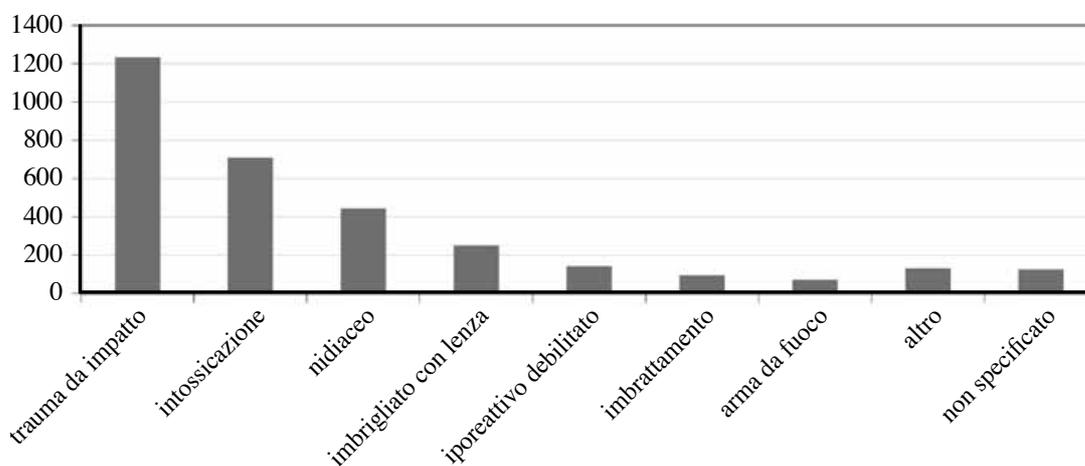


Fig. 3. Cause di ricovero per il Gabbiano reale (1987-2008).

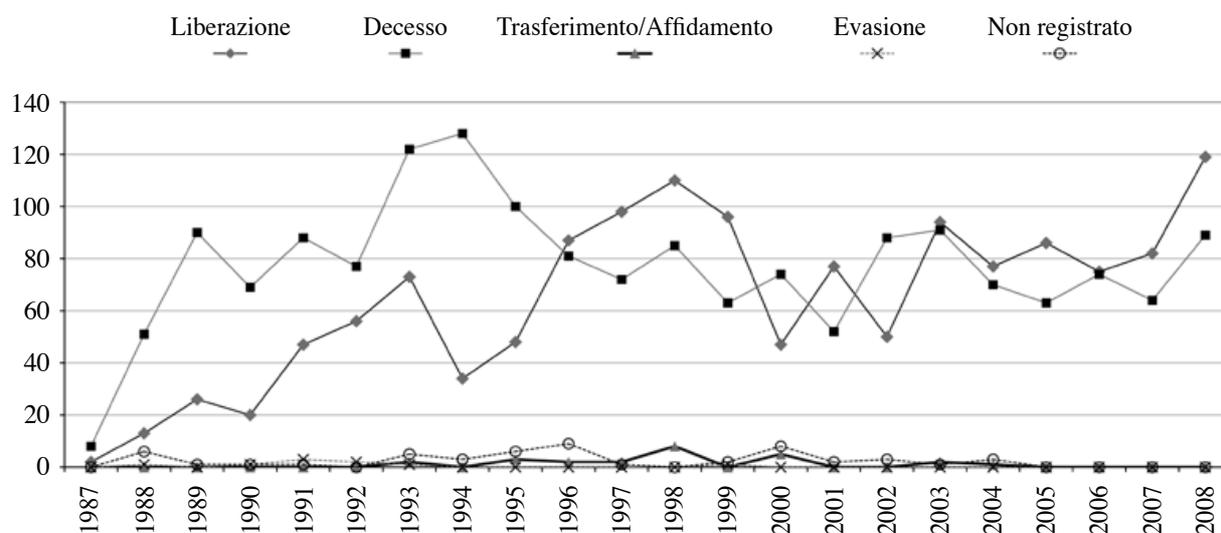


Fig. 4. Esiti dei ricoveri di Gabbiano reale (1987-2008).

200 unità circa (Fig. 1). I mesi estivi sono risultati quelli in cui si ha il picco di arrivi (Fig. 2). La principale causa di ricovero risulta essere il trauma da impatto contro oggetti di qualsiasi tipo come cavi, imbarcazioni, edifici, vetrate, antenne o anche automobili, al secondo posto per importanza c'è l'intossicazione alimentare con sostanze di vario genere, al terzo posto l'arrivo di "nidiacei", tale voce comprende, per brevità di esposizione, individui che vanno da 1 a 30-40 giorni di vita e che all'arrivo non presentano alcun sintomo se non l'incapacità (o presunta tale) di cavarsela per conto proprio, seguono poi imbrigliamento con fili da pesca, deperimento fisico, imbrattamento con sostanze oleose e ferite da arma da fuoco (Fig. 3).

In seguito all'esperienza maturata dagli operatori del CRUMA durante questi anni di attività si può notare come la curva dei decessi tenda a tenersi al di sotto di quella raffigurante le liberazioni (Fig. 4).

Ringraziamenti. Gli Autori desiderano ringraziare tutti i volontari, i tirocinanti, i tesisti e i serviziocivili del CRUMA che nel corso degli anni hanno contribuito a cercare di mantenere aggiornato l'archivio delle presenze degli animali. È inoltre desiderio degli Autori ringraziare il Dottor Paolo Teglia e il Dottor Alvaro Freschi del Dipartimento Programmazione Economica Unità di Servizio: "Sviluppo Rurale" della Provincia di Livorno sia per il costante impegno nei confronti del CRUMA sia per il proficuo rapporto di collaborazione che si è instaurato nella gestione dell'emergenza gabbiani durante il periodo estivo

Summary

Explained list of Herring Gull *Larus michahellis* arrivals to CRUMA (LIPU Rescue Centre for Sea and Water Birds) in Livorno from 1987 to 2008

CRUMA (Rescue Centre for Sea and Water Birds) is a rescue centre for wild animals located in Livorno (Tuscany) specialized in admission, care, rehabilitation and reinstating in the wild of sea and water birds. Since foundation year (1987) the number of animals arrived at the Centre has grown from 68 to almost 3000 patients in 2008. In this context, a strong numerical contribution comes from Herring Gulls, that since from the foundations arrived to the Centre due to several causes: from various kinds of traumatic events to intoxication, fishing-lines entangling, oil dirtying of feathers or different types of pathologies. The present work is an explained list of all the CRUMA available data concerning Herring Gull, from 1987 to 2008. Aim of the work is to spread these data showing how the arrivals are distributed during the year, which are the most important arrival causes, and which are the results.

AGGIORNAMENTO DELLE CONOSCENZE SULLO STATUS DEL FALCO PELLEGRINO *Falco peregrinus* IN CALABRIA

PIERPAOLO STORINO⁽¹⁾, DOMENICO BEVACQUA⁽²⁾, EUGENIO MUSCIANESE⁽³⁾,
GIUSEPPE ROCCA⁽⁴⁾, MASSIMO SALERNO⁽⁵⁾, GIANPALMO VENUTO⁽¹⁾
& SALVATORE URSO⁽¹⁾

⁽¹⁾ Univ. Calabria, Dip. Ecologia – Via P. Bucci, cubo 4/B – 87036 Rende (CS)

⁽²⁾ Vico I Garibaldi – 88056 Tiriolo (CZ)

⁽³⁾ Via De Risio, 62 – 88832 S.ta Severina (KR)

⁽⁴⁾ Via Boccaccio, 1 – 87036 Rende (CS)

⁽⁵⁾ Associazione ALTURA – Via Cardinal Sanfelice, 4 – 00167 Roma

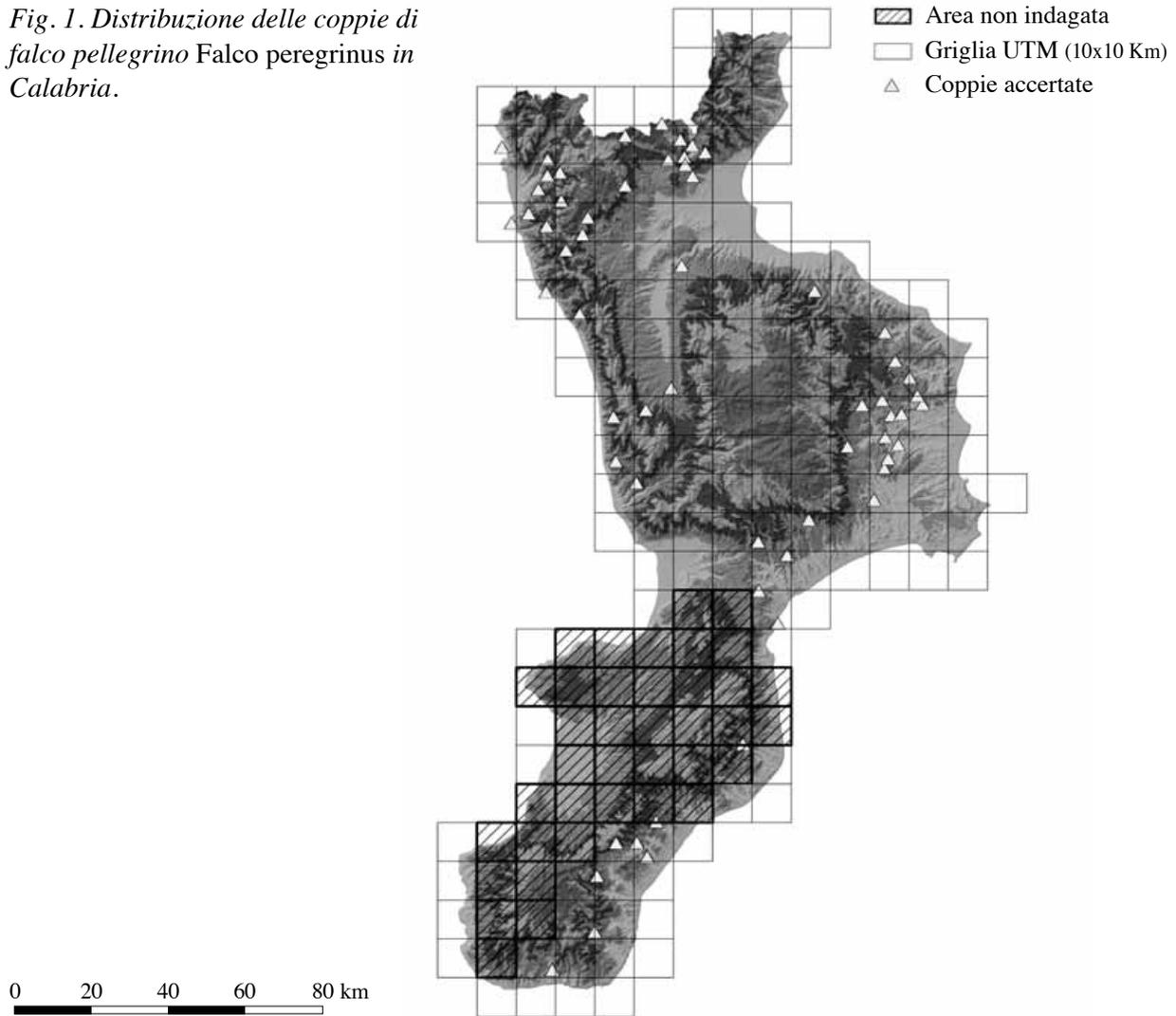
Specie politipica a distribuzione cosmopolita (Brichetti & Fracasso, 2003). Recentemente il Falco pellegrino *Falco peregrinus* ha mostrato nell'intero Paese un costante *trend* positivo, dopo il declino della popolazione nidificante avvenuto in Europa tra il 1970-1990 (BirdLife International, 2004). In Italia la specie è sedentaria e nidificante nelle regioni continentali e insulari, comprese varie isole minori (Brichetti & Fracasso, 2003). Mentre nei settori alpini e nelle regioni appenniniche centro-settentrionali, lo status e la sua distribuzione sono ben conosciuti, in quelli meridionali le conoscenze sono scarse e frammentarie. Il presente lavoro ha quindi lo scopo di colmare la lacuna conoscitiva relativamente alla distribuzione della specie in Calabria, aspetto mai studiato seguendo un approccio unitario, e getta le basi per un futuro monitoraggio sistematico delle coppie nidificanti, oltre a creare un valido strumento per la riduzione del bracconaggio.

L'area interessata dalla presente indagine comprende quattro macro distretti geografici: (1) la porzione calabrese del Parco Nazionale del Pollino; (2) la Catena Costiera cosentina; (3) l'altopiano silano, compreso il Parco Nazionale della Sila e il Marchesato Crotonese, fino alle pendici ioniche delle Serre catanzaresi; (4) il Parco Nazionale d'Aspromonte, fino alle aree costiere orientali.

L'estensione totale del territorio indagato misura circa 7.300 km². Oltre ai tre Parchi Nazionali già menzionati, nell'area di studio ricadono 4 ZPS e 109 SIC. L'ambiente rupestre considerato è caratterizzato a nord, dai calcari del Pollino e a sud, lungo l'intera fascia ionica, da pareti di conglomerati e arenarie.

L'indagine ha riguardato una preliminare ricerca bibliografica riferita alla distribuzione e consistenza del Falco pellegrino in Calabria negli ultimi 30 anni, mentre per l'aggiornamento delle stime sono stati considerati i dati relativi alle indagini compiute dopo il 2000. In seguito, l'idoneità dei siti e i dati di presenza/assenza sono stati verificati mediante uscite di campo, concentrate soprattutto nelle fasi iniziali della stagione riproduttiva (seconda metà di dicembre - gennaio). I dati sulla fenologia riproduttiva, invece, sono stati raccolti mediante controlli periodici riguardanti le tre fasi riproduttive più importanti quali deposizione, schiusa e involo. Ogni controllo

Fig. 1. Distribuzione delle coppie di falco pellegrino *Falco peregrinus* in Calabria.



è stato eseguito ad una distanza tale da non recare disturbo all'attività riproduttiva delle singole coppie, mediante l'utilizzo di mezzi ottici adeguati. Sia i siti potenziali che quelli occupati dalle coppie, sono stati caratterizzati in base alle loro principali caratteristiche geomorfologiche. I dati raccolti sono stati inseriti in un database e georiferiti su Sistema Informatico Territoriale (ArcGis 9.2, ©ESRI Inc., CA, USA). La popolazione di *Falco pellegrino* in Calabria è rappresentata da 59 coppie riproduttive. Rispetto alle ultime stime pubblicate (48 coppie, Pandolfi *et al.*, 2004), la presente indagine evidenzia un incremento pari al 18,6%. Ciò può essere riferito alla maggior copertura territoriale, come conseguenza di un maggior sforzo di ricerca compiuto, nonché alla marcata tendenza all'incremento che, negli ultimi decenni, ha interessato la specie a livello europeo (BirdLife International, 2004).

La maggior parte delle coppie riproduttive censite ricadono in ambiti territoriali protetti, quali Parchi Nazionali (23/59 pari al 38,98%), ZPS (29/59 pari al 49,15%) e SIC (22/59 pari al 37,28%).

Per quanto riguarda la selezione del substrato roccioso, 21 coppie (35,5%) nidificano

su pareti di conglomerato, 19 (32,3%) su calcare, 11 (18,7%) su argilla e 8 (13,5%) su arenaria.

Sebbene i risultati della presente indagine aggiornino le conoscenze sullo *status* del pellegrino in Calabria, il censimento delle coppie riproduttive non può dirsi completo poiché alcuni comprensori geografici, potenzialmente idonei alla presenza della specie (es. area costiera occidentale della provincia di Reggio Calabria e Serre vibonensi), rimangono tuttora inesplorati (Fig. 1).

Le ricerche condotte fino ad ora in Calabria si basano in gran parte sull'attività volontaristica di ornitologi e appassionati locali. Indagini future più approfondite sono da ritenersi pertanto indispensabili, soprattutto per definire l'effettiva consistenza della specie al limite meridionale del suo areale peninsulare.

Dal punto di vista conservazionistico, ad una evidente diminuzione dei fenomeni di persecuzione diretta (depredazione dei nidi e abbattimenti illegali), anche in Calabria, localmente, si contrappone un preoccupante incremento delle minacce riferite all'integrità degli *habitat* riproduttivi (es. opere di messa in sicurezza delle pareti e attività di arrampicata non regolamentate). L'eventuale realizzazione di impianti eolici sulle praterie montane, abitualmente frequentate dalla specie per esigenze trofiche, costituisce un ulteriore e grave fattore di rischio.

Ringraziamenti. Gli Autori ringraziano il Prof. Antonio T. Mingozi per la collaborazione durante l'elaborazione della cartografia.

Summary

Updating of the status of Peregrine Falcon *Falco peregrinus* in Calabria

The authors provide an update on the status and distribution of the Peregrine Falcon *Falco peregrinus* in Calabria. This update was based upon the analysis of the available literature of last 30 years, while for the updating of the estimates were considered the data relating to investigations carried out after 2000. The breeding population may be estimated at 59 breeding pairs with a 18,6% increase compared with previous estimates. The increase is particularly interesting, although it is difficult to verify how much of the increase there is related to documented European population trend or has been influenced by the increased of monitoring activity of the last years.

BIBLIOGRAFIA

- BirdLife International, 2009. Species factsheet: *Falco peregrinus*. Downloaded from <http://www.birdlife.org> on 12/09/2009.
- Pandolfi M., Tanferna A., Gaibani G., Perna P., Tripepi M., Storino P., Urso S., Mingozi T., 2004. L'Aquila reale *Aquila chrysaetos*, il Lanario *Falco biarmicus* e il Pellegrino *Falco peregrinus* in Calabria e nel Parco Nazionale del Pollino: consistenza e status delle popolazioni. In: Magrini M., Perna P., Scotti M. (eds). 2007. Aquila reale, Lanario e Pellegrino nell'Italia peninsulare - Stato delle conoscenze e problemi di conservazione. Atti del Convegno, Serra S. Quirico (Ancona), 26-28 Marzo 2004. P.R. Gola delle Rossa e di Frasassi, pp. 160.
- Brichetti P. & Fracasso G., 2003. Ornitologia italiana. Vol. 1. Gaviidae-Falconidae. Alberto Perdisa Editore, Bologna.

“COLONIA” RIPRODUTTIVA DI RONDINE ROSSICCIA
***Cecropis daurica* IN UN BORGO DISABITATO IN ASPROMONTE**
(CALABRIA)

SALVATORE URSO & TONI MINGOZZI

Università della Calabria, Dip. Ecologia – Via P. Bucci, Cubo 4/B – 87036 Rende (CS)
(tmingoz@unical.it)

Specie politipica a distribuzione paleartico-paleotropicale (Boano et al., 1990), *C. daurica* è presente in Europa meridionale, come estiva e nidificante, con una popolazione complessiva, tendenzialmente stabile, stimata a oltre 100.000 coppie; l'areale interessa soprattutto le penisole Iberica (con il 58% circa dell'intera popolazione europea) e Balcanica (circa il 38%), mentre nuclei di poche unità/poche decine di coppie, si rinvencono, sporadicamente distribuiti, negli altri paesi (BirdLife International, 2009). La specie ha mostrato, non ovunque, una tendenza espansiva particolarmente spiccata nel periodo 1970-90, le cui cause, fors'anche climatiche, restano nel complesso sconosciute (Michev & Rufino, 1997).

In Italia si riproduce, per coppie sparse o isolate, dal nord al sud della Penisola, incluse Sicilia, Sardegna e isole maggiori del Tirreno, con una popolazione nazionale stimata a 15-40 coppie; la distribuzione spazio-temporale risulta, tuttavia, molto irregolare, ad esclusione di Isola d'Elba, Argentario e Gargano (Bricchetti & Fracasso, 2007). In Calabria, risultava sino ad ora accertato un unico caso di nidificazione (nido abbandonato rinvenuto sotto un viadotto stradale a Ciminà, RC. Camelliti & Sottile, 2005).

Una “colonia” riproduttiva della specie è stata scoperta nel luglio 2008 in un centro disabitato del versante meridionale dell'Aspromonte (Roghudi, RC). In questa sede, sono presentati i risultati del censimento della colonia e sono esposte alcune considerazioni in merito alla sua importanza in ambito nazionale e alla possibile presenza di altri nuclei nidificanti, in situazioni simili, in altre località della fascia ionica della Calabria.

Roghudi Vecchio (15°55'01"E, 38°02'58"N, alt. 450-550 m slm) è sito su un promontorio sovrastante la fiumara Amendolea, all'interno del P. N. dell'Aspromonte, a circa 13 km dalla costa ionica reggina (Fig. 1). Il centro, abbandonato dalla popolazione nel 1973, a seguito di eventi alluvionali, è oggi disabitato e difficilmente raggiungibile, causa lo stato di profondo dissesto dei collegamenti stradali. La maggior parte degli edifici (in toto $n = 93$) si presenta in accentuate condizioni di fatiscenza, con diffusi cedimenti di solai e pavimenti. Vani interni intonacati si conservano in strutture più recenti o in edifici storici, a suo tempo ammodernati. L'area si colloca nella fascia bioclimatica termo-mediterranea. Il paesaggio vegetale è caratterizzato, su terreni fortemente acclivi, da formazioni erbacee (garighe degradate), aperte o se-

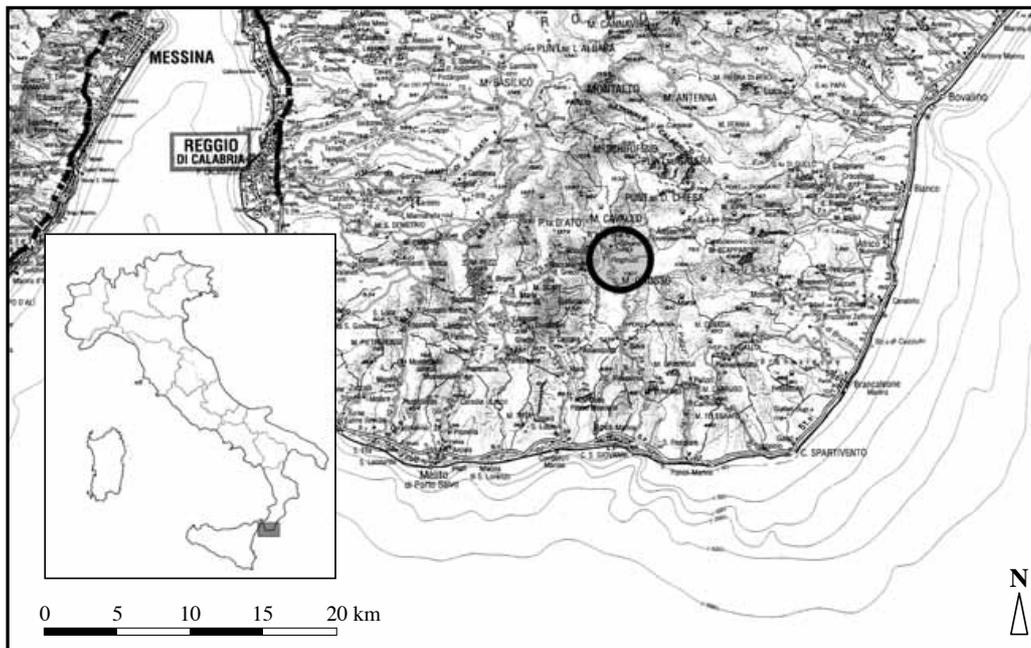


Fig. 1. Localizzazione geografica (cerchio) di Roghudi Vecchio (RC), sul versante meridionale dell'Aspromonte.

mi-alberate - alternate a macchie di sclerofille e coltivi abbandonati (uliveti) - sottoposte a pascolo brado e semibrado di ovini e caprini.

Il censimento dei nidi attivi è stato effettuato in tre giornate di ricerca (2, 5 e 20 luglio 2008) attraverso una sistematica ispezione di tutti gli edifici accessibili del borgo. Ogni nido in uso è stato fotografato, mappato e georiferito tramite GPS. Lo stato di degrado, e di conseguente pericolosità, di molte costruzioni, non ha consentito un controllo esaustivo degli edifici, limitato al 75% circa del totale. Una successiva visita di controllo è stata effettuata il 10 luglio 2009.

Le ricerche hanno permesso di accertare la presenza di 12 nidi attivi (alcuni ancora in ultimazione), nonché tracce o resti di altri utilizzati nelle stagioni precedenti, localizzati in edifici diversi, soprattutto nella metà nord del paese, la parte più accuratamente ispezionata. I nidi risultavano collocati in vani, tutti intonacati, e costruiti di spigolo contro il soffitto, in edifici posti in posizione panoramica. Oltre a *C. daurica*, altre due specie di Hirundinidae (Balestruccio *Delichon urbica* e Rondine montana *Ptyonoprogne rupestris*) nidificavano nel borgo.

La nidificazione di *C. daurica* scoperta a Roghudi Vecchio costituisce un caso unico in Italia (cfr. Bricchetti & Fracasso, 2007), per due ordini di motivi: a) l'aggregazione dei nidi in un'unica località (situazione "coloniale" mai segnalata precedentemente); b) la consistenza numerica degli stessi, con pochi paragoni anche a livello europeo (cfr. Fasola et al., 1997; Snow & Perrins, 1998). Si aggiunga che solo parte degli edifici potenzialmente idonei è stata ispezionata, ciò che porta a ipotizzare una consistenza numerica superiore, forse compresa tra le 15 e le 20 coppie (*i.e.*, circa la

metà della popolazione stimata a livello nazionale, cfr. *supra*). Si tratta, inoltre, di una presenza relativamente recente (in quanto posteriore al 1973, data di abbandono del borgo), verosimilmente regolare (per lo meno negli ultimi anni) e forse non unica sul versante ionico della Calabria. L'esistenza di altri borghi disabitati lascia, in effetti, aperta l'ipotesi che altri nuclei di *C. daurica*, ancora sconosciuti, possano nidificare nella regione.

Ringraziamenti. Gli Autori ringraziano Simona Fabiano, Patrizia Rima, Salvatore Salice e Pierpaolo Storino per la collaborazione offerta nelle ricerche di campo.

Summary

A breeding “colony” of Red-rumped Swallow *Cecropis daurica* in an abandoned village in the Aspromonte Massif (Calabria, Southern Italy)

A loose breeding colony of Red-rumped Swallow *Cecropis daurica* was discovered in July 2008 in Roghudi Vecchio (15°55'01"E, 38°02'58"N, 450-550 m asl), a small village in ruins uninhabited since 1973, on the southern slope of the Aspromonte Massif (Calabria, Southern Italy). All the accessible buildings in the village were carefully inspected (about 75% on the whole) to census the occupied nests. Twelve nests were recorded, scattered in different buildings, and attached to the ceiling of plastered rooms only. The total population may be estimated at 15-20 breeding pairs, a figure which represents the greatest nesting aggregation of this species recorded at present in Italy, and also one of the largest in Europe.

BIBLIOGRAFIA

- Boano G., Bricchetti P. & Micheli A., 1990. Proposta di una classificazione corologica dell'avifauna italiana. II. Passeriformi e specie accidentali. Riv. It. Orn., LX: 105-118.
- BirdLife International, 2009. Species factsheet: *Hirundo daurica*. Downloaded from <http://www.birdlife.org> on 6/10/2009
- Bricchetti P. & Fracasso G., 2007. Ornitologia italiana. Vol 4 - Apodidae-Prunellidae. Alberto Perdisa Editore, Bologna.
- Camelliti G. & Sottile F., 2005. Prima nidificazione accertata di Rondine rossiccia *Hirundo daurica* in Calabria. Picus, LIX: 49-50.
- Fasola M., Benussi E. & Bino T., 1997. Abandoned buildings increase nest density of Red-rumped Swallows *Hirundo daurica* in Karawasta area, Albania. Alauda, LXV: 279-281.
- Michev T. & Rufino R., 1997. Red-rumped Swallow *Hirundo daurica*. In: The EBCC Atlas of European Breeding Birds (M. Blair & W. Hagemeyer Eds.), Poyser, London, p. 477.
- Snow D.W. & Perrins C.M. (Eds), 1998. The Birds of the Western Palearctic. Concise Edition. Vol. 2 - Passerines. Oxford University Press, London.

LE GARZAIE IN PROVINCIA DI PERUGIA (2008)

FRANCESCO VELATTA ⁽¹⁾, MARIA MADDALENA CHIAPPINI ⁽²⁾, ANGELA GAGGI ⁽³⁾, MONICA MONTEFAMEGLIO ⁽¹⁾, MARIO MUZZATTI ⁽²⁾ & ANDREA MARIA PACI ⁽¹⁾

⁽¹⁾ *Provincia di Perugia, Area Ambiente e Territorio – Via M. Angelucci, 8 – 06128 Perugia (francesco.velatta@provincia.perugia.it)*

⁽²⁾ *Oasi Naturalistica “La Valle” – Via dell’Emissario – 06060 San Savino di Magione (PG)*

⁽³⁾ *Via dell’Antico Forno, 2 – 06012 Città di Castello (PG)*

Nella stagione riproduttiva 2008 sono state visitate le principali zone umide del territorio provinciale e due siti minori nei quali era stata segnalata la presenza di Ardeidi. La stima della consistenza delle colonie è stata operata con diverse modalità: conteggio dei nidi a distanza, attribuendoli direttamente alle diverse specie; conteggio dei nidi in garzaia abbinato alla determinazione del rapporto numerico fra le specie su un campione di adulti (calcolando anche i limiti fiduciali al 95% delle proporzioni); nei siti in cui non è stato possibile effettuare conteggi accurati dei nidi, il numero minimo di coppie è stato desunto dal numero di adulti osservati diviso due.

Nel 2008 il numero di garzaie note è pari a 8, per un totale di 397 coppie di 7 specie (Tab. 1). La nidificazione dell’Airone bianco maggiore al lago Trasimeno è da rite-

SITO	Laghi Colombari	Ansa degli Ornari	Padule	Isola Minore	Castiglione del Lago	Valle	Palude di Colfiorito	Pantalla	TOTALE	Numero siti
<i>Ardea cinerea</i>		54		21 (19-23)			34		109	3
<i>Ardea purpurea</i>						9	2		11	2
<i>Casmerodius albus</i>				1 (1-3)					1	1
<i>Egretta garzetta</i>	34 (28-39)	12		99 (85-113)	1				146	4
<i>Ardeola ralloides</i>		3			3				6	2
<i>Bubulcus ibis</i>				41 (28-55)					41	1
<i>Nycticorax nycticorax</i>	42 (37-48)	20	4	3 (1-8)	2		3	9	83	7
Numero specie	2	4	1	5	3	1	3	1		
Totale coppie	76	89	4	165	6	9	39	9	397	
% coppie	19,1	22,4	1,0	41,6	1,5	2,3	9,8	2,3	100,0	

Tab. 1. *Composizione e consistenza delle colonie nidificanti di Ardeidi coloniali (stagione riproduttiva 2008). Tra parentesi vengono indicati i limiti fiduciali della stima nel caso questa sia basata sulla determinazione dei rapporti numerici fra le specie in un campione di adulti visibili.*

SPECIE	situazione 1995-1996			situazione 2008			variazione % del numero di coppie
	coppie	%	siti	coppie	%	siti	
<i>Ardea cinerea</i>	0	0,0	0	109	27,5	3	
<i>Ardea purpurea</i>	6	1,9	2	11	2,8	2	83,3%
<i>Casmerodius albus</i>	0	0,0	0	1	0,3	1	
<i>Egretta garzetta</i>	116	36,0	2	146	36,8	4	25,9%
<i>Ardeola ralloides</i>	15	4,7	1	6	1,5	2	-60,0%
<i>Bubulcus ibis</i>	0	0,0	0	41	10,3	1	
<i>Nycticorax nycticorax</i>	185	57,5	2	83	20,9	7	-55,1%
Tutte le specie	322	100,0	4	397	100,0	8	23,3%

Tab. 2. Consistenza e distribuzione degli Ardeidi coloniali: confronto fra il biennio 1995-96 e la stagione riproduttiva 2008.

nersi possibile, come pure la nidificazione dell’Airone rosso nella palude di Colfiorito (accertata tuttavia in passato - Bencivenga et al., 1996). Probabile è la nidificazione della Nitticora a Pantalla. In tutti gli altri casi la nidificazione è certa. La situazione attuale può essere confrontata con quella relativa al biennio 1995-1996 (Paci et al., 1995, Bencivenga et al., 1996; Magrini e Gambaro, 1997; Gaggi et al., 1998, Velatta et al., 1998; Paci e Gaggi, dati inediti): sia la consistenza della popolazione complessiva che il numero di siti occupati e di specie nidificanti hanno mostrato un incremento (Tab. 2). Nidificano tre nuove specie: Airone cenerino; Airone guardabuoi, Airone bianco maggiore. Risultano in aumento Garzetta e Airone rosso (ma l’incremento di quest’ultimo potrebbe essere apparente, causato da un mutamento della metodologia di indagine al lago Trasimeno). Sgarza ciuffetto e Nitticora sono le uniche due specie a risultare in forte diminuzione, benché abbiano entrambe colonizzato nuovi siti.

Summary

The heronries in the Perugia province (year 2008)

BIBLIOGRAFIA

- Bencivenga G., Messini M., Renzini F., Velatta F., 1996. Nuovi dati sull’avifauna legata alle zone umide negli altipiani di Colfiorito (Perugia) - Uccelli d’Italia, XXI: 60-69.
- Bencivenga G., 2001. Accertata nidificazione di Nitticora, Sgarza ciuffetto, Airone cenerino nella Palude di Colfiorito (Umbria) - Picus, 27: 29-30.
- Gaggi A., Paci A.M., Starnini L., 1998. La comunità ornitica dei Laghi Colombari (Città di Castello, PG). Picus 24 (1):13-19.
- Magrini M., Gambaro C. (Eds), 1997. Atlante Ornitologico dell’Umbria - Regione Umbria, Perugia.
- Paci A.M., Gaggi A., Starnini L., 1995. Nidificazioni interessanti nell’Alto Tevere Umbro. Uccelli d’Italia XX (1): 40-42.
- Velatta F., Muzzatti M., Baccetti N., 1998. Consistenza delle popolazioni di Nitticora, Sgarza ciuffetto e Garzetta nidificanti al lago Trasimeno (Perugia) - Riv.ital.Orn., 68 (2): 199-203.

PLIS E CONSERVAZIONE DELL'AVIFAUNA: IL PARCO DEL MEDIO OLONA (VA)

ANDREA VIGANÒ⁽¹⁾ & ROBERTO RACCANELLI⁽²⁾

⁽¹⁾ Via De Gasperi, 276 – 21050 Marnate (Va) (andreaviga@libero.it)

⁽²⁾ Via Donatello, 6 – 21012 Cassano Magnano (VA) (roberto.raccanelli@libero.it)

La Valle Olona da sempre è stata ed è “teatro di tutte le attività umane”. Forse la più antica di tutte fu la pesca, seguita dai mulini, dagli insediamenti di tipo preindustriale e dalle industrie che hanno tratto la loro energia dalle acque del fiume. L'uomo non ha saputo però corrispondere alla generosità di queste acque, rendendole fra le più inquinate d'Italia. In anni più recenti con i depuratori e la chiusura di numerose industrie, la qualità dell'Olona è migliorata notevolmente e la natura ha riconquistato un ruolo primario. Nel 2006 è stato istituito il PLIS (Parco Locale di Interesse Sovracomunale) “Parco del Medio Olona”. Il PLIS, che ha come simbolo la civetta, (Raccanelli, 2006) comprende i comuni di Fagnano Olona, Gorla Maggiore, Solbiate Olona, Gorla Minore, Olgiate Olona e Marnate. Oltre alla valle Olona il parco comprende anche il tratto fagnanese del Tenore e i boschi ad est di Gorla Maggiore dove scorre il Fontanile di Tradate.

Il Parco del “Medio Olona” si trova in un'area molto antropizzata e tradizionalmente vocata all'impresa. I sei comuni del parco assommano oltre 50.000 abitanti. Una tale pressione ha inevitabilmente delle conseguenze sull'ambiente naturale, riducendo gli spazi disponibili e interferendo con la qualità di quelli residui. Ciononostante, anche grazie ad una maggiore sensibilità nei confronti dell'ambiente è oggi possibile trovare nel parco vari tipi di habitat. Partendo dal pianalto dove si trovano i paesi ed avvicinandoci all'alveo del fiume incontriamo boschi di *Quercus robur*, con radure a *Molinia coerulea*, e con *Robinia pseudoacacia*, che diviene dominante sulla scarpata, accompagnata da *Sambucus nigra*. Sul fondovalle, oltre ai prati stabili da sfalcio, vi sono residui prati igrofilo, rimboschimenti e popolamenti maggiormente legati a suoli umidi, con presenze arboree a *Salix alba*, *Populus nigra* e *Alnus glutinosa*.

Obiettivo dello studio è stato indagare la biodiversità di un'area all'interno del PLIS ad un tempo rappresentativa dell'area protetta e avente caratteristiche peculiari. Il nucleo centrale è infatti costituito da una piccola zona umida irregolarmente allagata, situazione ambientale poco diffusa nel territorio del Parco. L'area di studio, di circa 0,5 Km², è ubicata nella porzione settentrionale del Parco, nei comuni di Gorla Maggiore e Fagnano Olona. L'uso del suolo vede la presenza di bosco di latifoglie, prato stabile, colture di mais a perdere, boscaglie igrofile e mesoigrofile, parete di cava, fiume, incolto erbaceo, prato igrofilo e prato arido.

Lo studio (Viganò, 2008) è durato 12 mesi, dal giugno 2007 al giugno 2008. L'area di indagine è stata visitata con regolarità mediamente dalle 3 alle 2 volte al mese:

Specie	Nome scientifico	Fenologia, note
Nitticora	<i>Nycticorax nycticorax</i>	Estiva
Airone bianco maggiore	<i>Egretta alba</i>	Svernante, migratore
Falco pecchiaiolo	<i>Pernis apivorus</i>	Estivo, migratore
Nibbio bruno	<i>Milvus migrans</i>	Transito per discarica regionale
Falco di palude	<i>Circus aeruginosus</i>	Migratore
Martin pescatore	<i>Alcedo atthis</i>	Stanziale, svernante
Picchio nero	<i>Dryocopus martius</i>	Dispersione post riproduttiva
Averla piccola	<i>Lanius collurio</i>	Migratore

Tab. 1. Specie in All. I della Dir. 79/409/CEE.

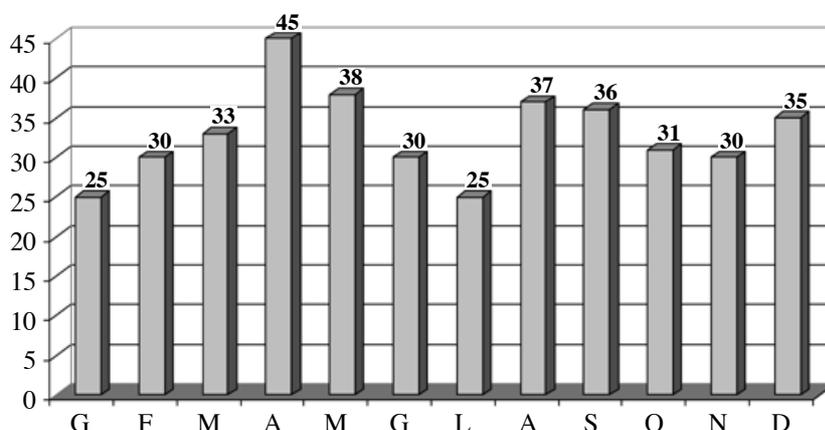


Fig. 1. Trend del numero di specie.

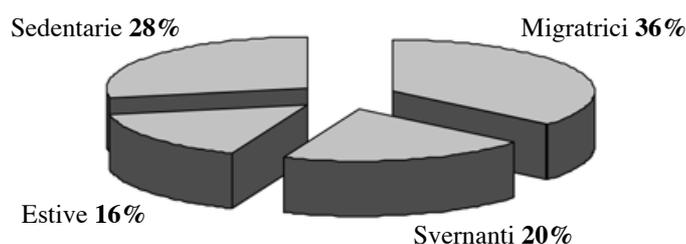


Fig. 2. Categorie fenologiche: valori percentuali.

rispettivamente ogni decade nei mesi della migrazione primaverile e autunnale e nella prima e seconda quindicina nei restanti mesi, compatibilmente con le condizioni meteorologiche. Complessivamente l'attività di campo è stata svolta nell'arco di 36 uscite, della durata media di 2 ore. Durante ogni uscita è stato effettuato un percorso ad anello sfruttando la sentieristica esistente, da cui venivano operate opportune deviazioni al fine di indagare tutti gli ambienti presenti.

L'attività di campo è stata effettuata nelle varie ore della giornata, tenendo conto della temperatura e della particolarità del fondovalle. Durante l'uscita tutti i contatti utili sono stati raccolti su apposita scheda di campo. È stato fatto uso di binocolo 10x e macchina fotografica.

Il monitoraggio della fauna vertebrata nell'area di studio ha consentito di censire complessivamente, ad esclusione dei pesci, 105 specie così suddivise: 5 Anfibi, 4 Rettili, 84 Uccelli e 12 Mammiferi.

L'avifauna annovera una discreta quota di specie legate all'ambiente acquatico e all'ambiente boschivo. Complessivamente le specie nidificanti nell'area di studio, o comunque nel Parco in aree immediatamente limitrofe, sono 34.

Fra le specie censite, 8 sono citate nell'Allegato I della Direttiva 79/409/CEE (Tab. 1). In Fig. 1 viene mostrato l'andamento mensile nel numero di specie presenti nell'anno di studio.

La media mensile è di 33 specie, con picchi ad aprile e maggio (migrazione primaverile) e agosto e settembre (migrazione di ritorno). L'area pertanto riveste un certo interesse per gli uccelli migratori che vi fanno tappa. Anche dicembre registra un buon numero di specie che sfruttano l'area per svernare. I valori più alti nel numero di individui presenti si registrano fra novembre e febbraio, per la gregarità di alcune specie svernanti, ma l'effetto delle condizioni meteorologiche è dimostrato dal fatto che anche il valore più basso è ascrivito a tale periodo.

Con riferimento alle categorie fenologiche, la cui ripartizione fra le specie censite è mostrata in Fig. 2, appare evidente l'elevata percentuale di specie migratrici o con contingenti migratori, a conferma dell'importanza dell'area per questa categoria.

L'area del PLIS appare significativa in ragione del numero di specie nidificanti, della presenza di specie in All. I della Dir. 79/409/CEE, con nuclei di nidificanti, e del contributo quale area di sosta temporanea per i migratori. La bassa percentuale degli estivi nidificanti deve essere di stimolo per interventi a favore di una diversificazione ambientale e per il mantenimento delle aree naturali esistenti.

Summary

PLIS and birds conservation: Medio Olona Park

The PLIS area is important for the number of nesting species, for the presence of species that are included on All. I Dir. 79/409/CEE, also whit nesting pairs, and for the contribution as stop area during migration. The little percentage of summer nesting must be a useful indication for the management activities and for the conservation of remaining natural areas.

BIBLIOGRAFIA

- Raccanelli R., 2006. Parco del Medio Olona. La nascita di un simbolo. PLIS M.O., pp 9
- Viganò A., 2008. Studio naturalistico di un'area all'interno del "Parco Medio Olona". Rel. Tecn. non pubbl., 41 pp

STATUS DEI GALLIFORMI ALPINI IN LOMBARDIA: VERSO UN MONITORAGGIO STANDARDIZZATO A LIVELLO REGIONALE

VITTORIO VIGORITA⁽¹⁾, LAURA CUCÈ⁽¹⁾, ALESSANDRA GAGLIARDI^(2,3),
ELISA MASSERONI⁽³⁾, EUGENIO CARLINI⁽³⁾, BARBARA CHIARENZI⁽³⁾, ANNA BONARDI⁽³⁾,
SILVIA MACCHI⁽³⁾, MARTINA SPADA⁽³⁾, DAMIANO PREATONI⁽²⁾, LUCAS WAUTERS⁽²⁾,
ADRIANO MARTINOLI⁽²⁾ & GUIDO TOSI⁽²⁾

⁽¹⁾ Regione Lombardia, Direzione Generale Agricoltura – Via Pola 12 – Milano

⁽²⁾ Università degli Studi dell'Insubria, Dipartimento Ambiente-Salute-Sicurezza
Via J.H. Dunant, 3 – Varese (alessandra.gagliardi@uninsubria.it)

⁽³⁾ Istituto Oikos srl – Via Crescenzo, 1 – Milano

I Galliformi alpini sono elementi faunistici di particolare interesse ecologico e gestionale, per la cui conservazione risulta indispensabile disporre di informazioni aggiornate su distribuzione e dinamica delle popolazioni. Attualmente, tali conoscenze risultano piuttosto scarse e frammentate. Per le specie oggetto di prelievo venatorio (Coturnice delle Alpi, Pernice bianca, Gallo forcello) sono disponibili dati di distribuzione e abbondanza, raccolti nell'ambito di monitoraggi che vengono condotti dagli Enti localmente responsabili della gestione faunistica e venatoria, spesso in maniera non standardizzata, con metodologie differenti, in territori non omogenei e in periodi differenti. I dati ottenuti risultano poco omogenei e produrre quadri d'insieme dello *status* e delle dinamiche delle popolazioni a livello regionale è estremamente difficile. Lo scopo dell'impostazione di un monitoraggio standardizzato dei Galliformi alpini da parte dell'Osservatorio Faunistico Regionale è quello di fornire una proposta metodologica per l'attuazione dei conteggi, che preveda la ripetizione negli anni dei rilievi nelle stesse aree campione, negli stessi periodi e con le stesse metodologie.

Sulla base della rappresentatività delle diverse situazioni geografico-ambientali e gestionali del territorio regionale, sono state individuate 15 macro aree campione, in cui, ogni biennio, è prevista la realizzazione di monitoraggi primaverili di Francolino di monte *Bonasa bonasia*, Gallo forcello *Tetrao tetrax*, Coturnice *Alectoris graeca saxatilis* e Pernice bianca *Lagopus muta*. Per il primo biennio di indagine 2009-2010 non è stato preso in esame il monitoraggio del Gallo cedrone *Tetrao urogallus*, oggetto di una specifica valutazione a scala regionale condotta nel 2002-2003 nell'ambito del "Programma di intervento - *Action Plan*, per la conservazione del Gallo cedrone nelle aree protette della Lombardia", promosso dalla Regione Lombardia. In Tab. 1 sono riassunte le informazioni relative a: localizzazione delle aree campione, tipologia di gestione e specie presenti.

Nella definizione delle modalità di monitoraggio si è scelto di concentrare gli sforzi sulla realizzazione di conteggi primaverili, che consentono di formulare un quadro

N°	Provincia	Denominazione	Tipologia di gestione	Specie presenti
1	VA	Val Veddasca	CAC	gallo forcello
2	CO	Valle Albano	Oasi	gallo forcello, coturnice, francolino di monte
3	LC	Val Marcia-Val Biandino	CAC	gallo forcello, coturnice
4	LC	Grigne	CAC/Oasi	gallo forcello, coturnice, francolino di monte
5	SO	Val Malenco	CAC	gallo forcello, pernice bianca, coturnice
6	SO	Valle Belviso	AFV	gallo forcello, francolino di monte, coturnice
7	SO	Valfurva-Sondalo	Parco Nazionale	gallo forcello, pernice bianca, coturnice
8	BS	Val Camonica	Parco Nazionale	gallo forcello, pernice bianca, coturnice
9	SO	Cancano	Parco Nazionale	gallo forcello, pernice bianca, coturnice
10	BS	Valle Campovecchio- Valle Brandet	AFV	gallo forcello, pernice bianca, coturnice
11	BS	Alto Garda	Demanio	gallo forcello, francolino di monte, coturnice
12	BS	Valle Inferno	Oasi	gallo forcello, francolino di monte, coturnice
13	BG	Barbellino	AFV	pernice bianca, coturnice
14	BG	Lizzola-Valbondione	CAC	gallo forcello, coturnice, francolino di monte
15	SO	Madesimo-Chiavenna	CAC	gallo forcello, pernice bianca, coturnice

Tab. 1. Aree campione individuate per la realizzazione del monitoraggio standardizzato delle popolazioni di Galliformi alpini in Lombardia.

(a) **Francolino di monte**

Area campione	Area (ha)	N	Densità rilevata (Maschi cantori/100ha)
Valfurva-Sondalo	195	4	2,1
Valcamonica	43,5	4	9,2
Belviso	33	3	9,1
Valbondione	46,5	1	2,2

(b) **Coturnice**

Area campione	Area (ha)	N	Densità rilevata (Individui/100ha)
Valfurva-Sondalo	354	3	0,8
Belviso	78	3	3,9
Valbondione	180,1	3	1,7
Valmarcia-Val Biandino	220	4	1,8

(c) **Pernice bianca**

Area campione	Area (ha)	N	Densità rilevata (Maschi cantori/100ha)
Valfurva-Sondalo	2564	14	0,5
Valcamonica	82	2	2,4

Tab. 2. Aree monitorate e densità rilevate nel primo anno di indagine.

dello *status* delle popolazioni in termini di consistenza dei riproduttori e dei giovani (al netto della mortalità invernale); tale parametro è, infatti, meno soggetto all'influenza dei fattori meteorologici che possono influire sensibilmente sul successo riproduttivo.

Per il monitoraggio delle specie sono stati messi a punto specifici protocolli relativi alla realizzazione delle fasi operative in campo (definizione di lunghezza dei transetti, distanza tra punti di emissione, individuazione e georeferenziazione di transetti e punti di canto/emissione, modalità di stimolazione acustica, tempi di realizzazione). I monitoraggi primaverili di Gallo forcello sono stati effettuati mediante conteggio diretto a vista, a distanza, degli individui presenti sui punti di canto, operando contemporaneamente su tutti i punti individuati in un'area campione; per Coturnice, Pernice bianca e Francolino di monte il monitoraggio è stato condotto mediante conteggio diretto a vista e rilevamento acustico dei maschi e/o delle coppie territoriali lungo percorsi, mediante utilizzo di stimolazione acustica con canto pre-registrato. Per ottenere valutazioni quantitative sulla densità delle diverse specie nelle aree prescelte sono stati definiti specifici protocolli di analisi. Per il Francolino di monte si è considerato che in ogni punto di richiamo sia stata stimolata la risposta dei soggetti presenti entro un territorio mediamente di 1,5 ha, corrispondente ad un semicerchio di raggio prossimo ai 100 m. Come superficie utilizzata per il calcolo della densità di coturnice e pernice bianca nelle aree campione, sono stati creati *buffer* rispettivamente di 200 e 250 m dal percorso realizzato. Nel caso del Gallo forcello verranno definite, per ogni area di studio, delle aree campione di riferimento per la stima dei valori di densità. In Tab. 2 sono presentati i risultati preliminari ottenuti mediante le attività di monitoraggio realizzate nella primavera 2009.

I risultati che si otterranno dai monitoraggi periodici potranno essere utili ad una valutazione critica dello *status* delle diverse specie in aree soggette a diverse tipologie di gestione; potranno altresì essere confrontati con quelli raccolti dagli Enti preposti alla gestione faunistica e utilizzati per migliorare la pianificazione del prelievo e individuare idonee strategie di conservazione delle specie a livello regionale.

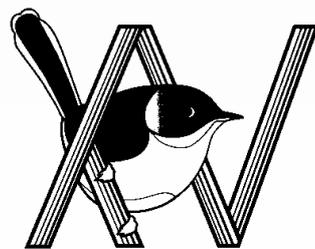
Summary

Status of alpine Galliformes in Lombardy: towards a standardised monitoring at the regional level

Alpine Galliformes are of great interest to ecologists and wildlife managers; to plan efficient conservation measures, up-dated information on distribution and population dynamics is needed. Currently, at regional level, data are insufficient to allow comparisons. The aim of the Osservatorio Faunistico Regionale is to develop and test a standardised method of monitoring alpine Galliformes in 15 study sites: bird counts will be repeated over several years in a series of representative study areas, in a given period of the year and using a fixed census-method, to obtain data suitable for analysis of spatio-temporal variation in population parameters.

Sessione
ORNITOLOGIA MEDITERRANEA

COMUNICAZIONI



ECOLOGIA RIPRODUTTIVA DELL'UCCELLO DELLE TEMPESTE MEDITERRANEO *Hydrobates pelagicus melitensis*

YURI VLADIMIR ALBORES-BARAJAS⁽¹⁾, CECILIA SOLDATINI⁽¹⁾ & BRUNO MASSA⁽²⁾

Università Ca' Foscari di Venezia, Dipartimento di Scienze Ambientali – Campo della Celestia, Castello, 2737/b – 30122 Venezia (yalbores@unive.it)

Università di Palermo, Dipartimento SENFIMIZO (Stazione d'Inanellamento) – V.le Scienze, 13 90128 Palermo, Italia

INTRODUZIONE

La sottospecie mediterranea dell'Uccello delle tempeste (*Hydrobates pelagicus melitensis*) è concentrata in poche colonie nel bacino del Mediterraneo e per tale motivo sarebbe particolarmente in pericolo nel caso di un evento catastrofico. Vista la difficoltà di studiare questa specie, è di particolare importanza raccogliere la maggior quantità di informazioni possibili per poter prevenire e auspicabilmente predire eventuali cambiamenti nelle colonie.

In considerazione della variabilità delle condizioni climatiche negli ultimi anni, abbiamo esaminato la variazione delle condizioni fisiche dei riproduttori, allo scopo di metterla in relazione con particolari eventi naturali. La colonia da noi studiata è divisa in due settori, uno esterno più esposto ed uno più protetto all'interno della grotta. È noto che per gli uccelli marini la selezione del sito riproduttivo dipende da molteplici fattori e può influenzare il successo riproduttivo; per questo motivo abbiamo confrontato il successo riproduttivo calcolato nei due settori della colonia.

Nel caso di specie di uccelli marini con evidente dimorfismo è stato dimostrato che negli anni più favorevoli vengono prodotti più pulcini del sesso più costoso, mentre in anni sfavorevoli avviene il contrario. Nel caso di specie monomorfe, come l'uccello delle tempeste, non è noto se ci sono differenze dovute alla disponibilità alimentare; abbiamo quindi tentato di analizzare questo parametro.

Infine, abbiamo fatto un primo tentativo di descrizione delle strategie di foraggiamento di questo piccolo procellariforme, descrivendone la dieta, il comportamento di caccia e di alimentazione dei pulcini.

AREA DI STUDIO

La colonia di Uccello delle tempeste mediterraneo presente sull'isola di Marettimo (arcipelago delle Egadi, Trapani), viene regolarmente monitorata fin dal 1985 e da allora sono stati inanellati più di 6000 individui (Lo Valvo & Massa, 2000; Sanz-Aguilar et al., 2009; Sanz-Aguilar et al., 2010). Essa ospita circa 2200 coppie che sono distribuite in due zone, una più esterna con circa 80 nidi posta nell'atrio della grotta ed una in una serie di camere più interne dove si trova il resto dei nidi.

MATERIALI E METODI

Lo studio è stato svolto durante le stagioni riproduttive degli anni 2007-2009. Nel luglio 2007 abbiamo raccolto informazioni sull'accrescimento dei pulcini, monitorandone 50 e classificandoli in tre categorie: (1) coperti da solo piumino, (2) con cannuole e (3) con penne completamente sviluppate. Li abbiamo pesati e misurato la lunghezza dell'ala ogni 4-7 giorni, variabilità di intervallo temporale dipendente dalle condizioni meteo, in considerazione della difficoltà di accesso alla grotta.

In tutti e tre gli anni abbiamo monitorato anche gli adulti. Abbiamo pesato e misurato 46 di essi (ala, usando un righello con un'approssimazione di 0,1 mm, tarso, dall'articolazione alla parte distale del metatarso, testa più becco, altezza e larghezza del becco, usando un calibro con un'approssimazione di 0,1 mm). Considerando che il Fattore 1 dell'analisi delle componenti principali è un buon indicatore delle dimensioni di un individuo, lo abbiamo rapportato al peso dell'individuo per stimare le condizioni fisiche in base ai residui. Abbiamo quindi confrontato le condizioni fisiche nei diversi anni e nei diversi settori della colonia. Abbiamo inoltre raccolto campioni ematici per poter sessare i 46 individui adulti e 53 pulcini (25 nel 2007 e 28 nel 2008). Le gocce di sangue sono state conservate previa essiccazione su carta filtro in provette individuali con apposita marcatura. Le analisi genetiche sono state effettuate secondo Griffiths et al. (1998).

Per documentare la fase di immersione durante le attività di foraggiamento sono stati apposti 200 tubi capillari (fissati con nastro adesivo a due penne del dorso). Sfruttando il principio della compressione dei gas, misurando la parte del tubo in cui entra l'acqua per pressione, è possibile stimare la profondità d'immersione (Burger & Wilson, 1988; Mougín & Mougín, 2000).

Sono inoltre stati analizzati i rigurgiti degli adulti all'arrivo in colonia, avvenuti spontaneamente durante le attività di misurazione e inanellamento, che abbiamo usato come indicatori dell'alimentazione dei pulcini.

RISULTATI

Nel 2007 il rapporto tra i sessi dei pulcini era 0,81 m/f mentre nel 2008 era 0,85 m/f, che indica un numero di femmine leggermente maggiore rispetto ai maschi. I pulcini raggiungono un peso di 45-50 g, circa il doppio di quello degli adulti, prima di cominciare a perdere peso per poi involarsi con un peso medio di 39 g.

Nel confronto tra gli individui dei diversi settori della colonia si è evidenziato che nel 2007 le differenze di condizioni fisiche erano significative; gli individui nidificanti nella parte esterna mostravano condizioni migliori. Nel 2008 non sono state osservate differenze (Fig. 1). Confrontando le condizioni fisiche nei tre anni e tra i sessi, abbiamo osservato un'ampia variabilità ma non differenze significative. Appare comunque evidente che le femmine abbiano generalmente migliori condizioni fisiche rispetto ai maschi (Fig. 2). Infatti nei tre anni le condizioni fisiche delle femmine sono risultate genericamente migliori rispetto a quelle dei maschi, soprattutto considerando i valori relativi al 2007.

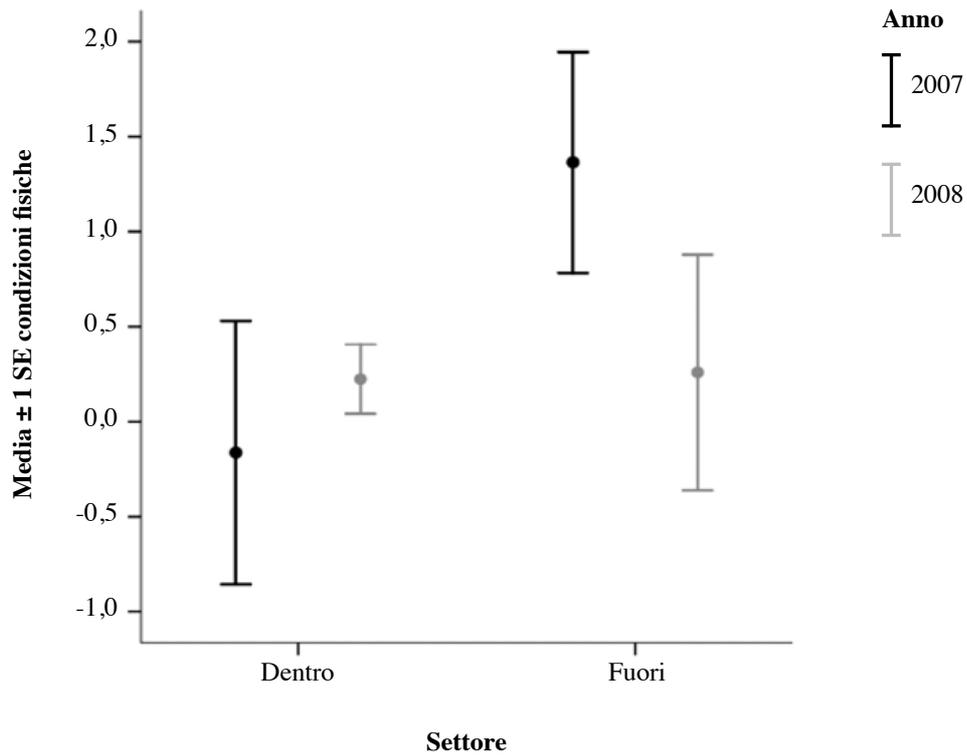


Fig. 1. Confronto delle condizioni fisiche riscontrate negli adulti nidificanti nel settore interno ed esterno della colonia durante 2 stagioni riproduttive (2007 e 2008).

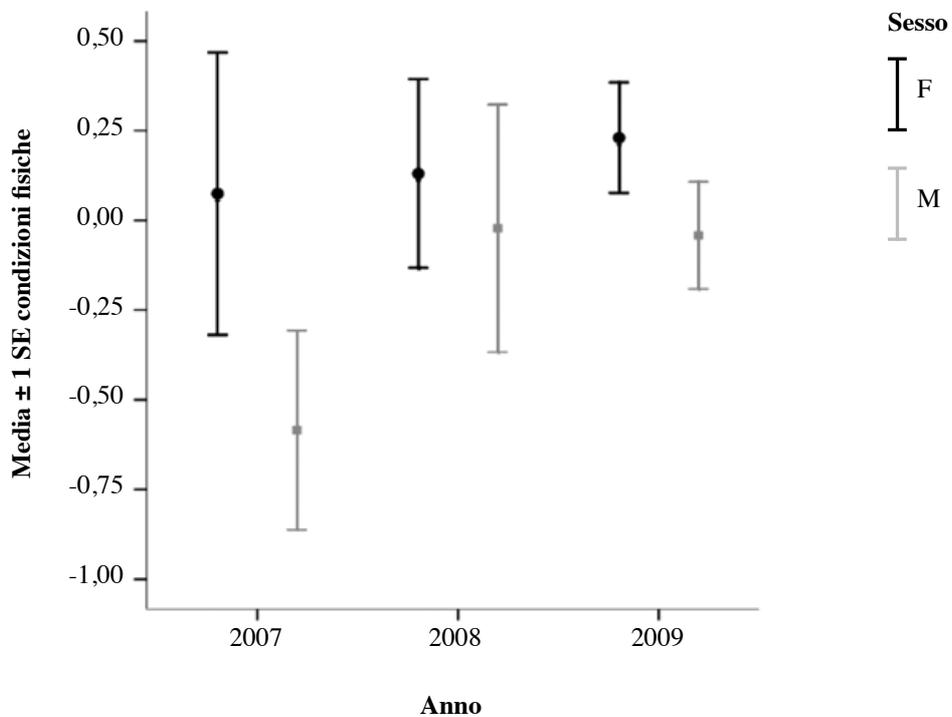


Fig. 2. Confronto tra sessi delle condizioni fisiche riscontrate nei 3 anni di studio (2007-2009).

Dall'analisi dei 27 tubi capillari recuperati, abbiamo potuto dedurre che questi uccelli possono immergersi fino alla profondità di -5,1 m (min -0,4 max -5,1 m, media $-1,2 \pm 0,3$ SE). La preda principale è risultata il cicirello (*Gymnamodytes cicirellus*), specie nectonica evidentemente catturata in colonna d'acqua.

CONCLUSIONI

La colonia di Marettimo rappresenta una realtà quasi unica per lo studio dell'ecologia e del comportamento dell'uccello delle tempeste. Alcuni nidi possono essere controllati contemporaneamente e la distribuzione della colonia consente di ridurre al minimo il disturbo da parte dei ricercatori. È inoltre possibile seguire facilmente l'accrescimento dei pulcini prima che comincino a spostarsi dal nido. Questi sono alimentati ogni notte fino a raggiungere il doppio del peso degli adulti. Nel momento in cui tutte le penne arrivano a completo sviluppo gli adulti smettono di alimentarli, forzandoli a lasciare la colonia dopo breve tempo e dopo aver perso circa 8-10 g. Le differenze di condizioni fisiche tra individui nidificanti in diversi settori della grotta possono essere causate dal fatto che individui con maggiore esperienza occupano per primi la zona migliore. Essendo il settore interno meno esposto ai predatori, alle intemperie e al disturbo antropico, abbiamo assunto che sia questa la zona migliore della colonia. Abbiamo inoltre assunto che gli individui più esperti occupanti il settore interno avessero anche iniziato prima la nidificazione rispetto a individui meno esperti. La cova è un'attività stressante durante la quale l'apporto energetico è ridotto e l'individuo inizia a perdere peso; di conseguenza in base ai nostri risultati pensiamo che le differenze nelle condizioni fisiche tra i settori siano dovute alla perdita di peso come conseguenza della cova e del possibile digiuno. Gli individui nidificanti nel settore esterno sono probabilmente i meno esperti che arrivano in un secondo momento e in considerazione del fatto che probabilmente covano da meno tempo, al momento della cattura hanno perso meno peso.

Il fatto che l'uccello delle tempeste mediterraneo si immerga per inseguire le sue prede è interessante, visto che era generalmente descritto come un predatore superficiale. La profondità di immersione varia negli anni, probabilmente in conseguenza a variazioni della temperatura superficiale marina, spingendo gli uccelli ad andare più in profondità nel caso di temperature più elevate. Non è possibile fare confronti con la popolazione atlantica, perché pur essendo molto abbondante, le sue colonie non sono facilmente accessibili e non ci risulta esistano monitoraggi continui alle colonie riproduttive, in particolare dei pulcini.

Ringraziamenti. Siamo molto grati ad Emanuela Canale, Pietro Lo Cascio, Paolo Lucido e Renzo Ientile per averci aiutato in campo. Questo progetto è stato finanziato dall'Assessorato Regionale Agricoltura e Foreste alla Stazione d'Inanellamento dell'Università di Palermo.

Summary

Breeding ecology of the Mediterranean Storm-petrel *Hydrobates pelagicus melitensis*

We followed the storm petrel colony at Marettimo Island in Sicily, Italy. Our objective was to determine the breeding ecology of the species. We followed the colony activity for three years to obtain breeding success, chick growth and adult body condition. We found that the external part of the colony had a lower breeding success and the body condition of the adults was higher than that of the adults inside the colony. We also found that body condition varies from year to year, probably as a response to fluctuating climatic conditions. Finally, we found that chicks reach a maximum weight almost double than that of the adults, before starting losing weight and then abandon the colony.

BIBLIOGRAFIA

- Burger A. E. & Wilson R.P., 1988. Capillary-tube depth gauges for diving animals: an assesement of the accuracy and applicability. *Journal of Field Ornithology*, 59(4): 345-354.
- Griffiths R., Double M.C. et al., 1998. A DNA test to sex most birds. *Molecular Ecology*, 7: 1071-1075.
- Lo Valvo F. & Massa B., 2000. Some aspects of the population structure of storm petrels *Hydrobates pelagicus* breeding on a Mediterranean island. *Ringing & Migration*, 20: 125-128.
- Mougín, J. L. & Mougín M.C., 2000. Maximum diving depths for feeding attained by Bulwer's petrels (*Bulweria bulwerii*) during the incubation period. *Journal of Zoology*, 250: 75-77.
- Sanz-Aguilar, A., Massa B., et al., 2009. Contrasting age specific recruitment and survival at different spatial scales: a case study with the European storm petrel. *Ecography*, 32: 1-10.
- Sanz-Aguilar, A., Tavecchia G., et al., 2010. Recapture processes and biological inference in monitoring burrow-nesting seabirds. *Journal of Ornithology*, 151(1): 133-146.

UN PUZZLE TUTTO MEDITERRANEO: DIVERGENZA E SPECIAZIONE IN *Sylvia cantillans*

MATTIA BRAMBILLA⁽¹⁾, SEVERINO VITULANO⁽²⁾, FERNANDO SPINA⁽²⁾ & ETTORE RANDI⁽²⁾

⁽¹⁾ *Fondazione Lombardia per l'Ambiente, Settore biodiversità e aree protette – Piazza Diaz, 7
20123 Milano (brambilla.mattia@gmail.com)*

⁽²⁾ *ISPRA, sede amministrativa ex-INFS – Via Ca' Fornacetta, 9 – 40064 Ozzano Emilia (BO)*

INTRODUZIONE

Uno studio approfondito su distribuzione e divergenza nella Sterpazzolina *Sylvia cantillans* ha rivelato un complesso pattern di profonda divergenza tra popolazioni, difficilmente preventivabile in una specie con un areale geografico relativamente ridotto, rappresentato esclusivamente dal bacino del Mediterraneo.

Il nostro lavoro ha interessato i seguenti aspetti, ritenuti fondamentali per comprendere tassonomia e possibili dinamiche evolutive in *Sylvia cantillans*: distribuzione, eco-etologia, filogeografia.

In particolare, abbiamo approfondito i diversi aspetti con particolare attenzione alle situazioni in cui popolazioni tra loro differenziate sembravano occorrere alle minime distanze geografiche.

In primo luogo si è cercato di definire la distribuzione dei diversi taxa, con particolare attenzione alle popolazioni di *cantillans* e *subalpina* (syn. *moltonii*) in Italia centrale e centro-settentrionale, dove le (scarse) informazioni disponibili suggerivano l'esistenza di ridotte distanze tra uno e l'altro taxon. In seguito, abbiamo indagato il comportamento di questi due taxa nelle aree di simpatria e allopatria identificate nella precedente fase di lavoro. Successivamente, abbiamo condotto un campionamento il più possibile comprensivo delle varie popolazioni di *S. cantillans* nel Mediterraneo ed analizzato le divergenze a livello genetico tra di esse. Infine, abbiamo confrontato le identificazioni degli individui migratori ottenute tramite analisi del piumaggio e analisi genetiche (per verificare l'affidabilità dell'identificazione basata sull'apparenza fenotipica in questo gruppo di taxa spesso difficilmente distinguibili) e condotto una prima stima dei taxa in transito migratorio nel Mediterraneo centrale durante la primavera attraverso l'uso di marcatori genetici.

AREA DI STUDIO

Lo studio relativo alla distribuzione ha interessato buona parte dell'Italia peninsulare (da Piemonte e Valle d'Aosta sino a Campania, Puglia e Basilicata). Gli studi eco-etologici nelle aree di simpatria si sono svolti per lo più in Italia centro-settentrionale. Il campionamento genetico ha interessato Spagna (incluse le Isole Baleari), Francia (inclusa la Corsica), Italia (regioni peninsulari più Arcipelago Toscano e Sicilia), Croazia, Grecia (inclusa Isola di Lesbo). L'analisi relativa ai migratori ha

interessato principalmente individui catturati durante il “Progetto Piccole Isole” a Ventotene (Lazio), ma anche altri campionati in Francia (Camargue), Lombardia, Emilia-Romagna.

MATERIALI E METODI

Per il lavoro sulla distribuzione abbiamo utilizzato quasi esclusivamente i versi di contatto come elemento diagnostico per l’attribuzione di un individuo ad una data (sotto)specie (Brambilla & Guidali, 2005). L’analisi genetica si è basata sul gene per il citocromo b (DNA mitocondriale), ampiamente utilizzato in sistematica e filogeografia. Abbiamo svolto diversi esperimenti di playback, utilizzando i canti territoriali dei maschi, registrati nel 2005 in Lazio (*cantillans*) ed Emilia-Romagna (*subalpina*), per valutare reazioni intra- ed inter-specifiche in *subalpina* e *cantillans* nelle diverse condizioni di presenza (allopatria, simpatria).

Per identificare a livello (sotto)specifico i maschi catturati durante la migrazione in base alle caratteristiche del piumaggio, abbiamo valutato alcuni elementi potenzialmente diagnostici per l’attribuzione ad un taxon piuttosto che a un altro, quali colorazione delle parti inferiori (petto, ventre, fianchi), della testa (redini, vertice), ampiezza e forma del mustacchio.

RISULTATI

La distribuzione mostrata da *cantillans* e *subalpina* suggerisce un livello di divergenza superiore a quanto atteso per delle “sottospecie”: questi due taxa in Italia centrale e settentrionale presentano un pattern prevalentemente parapatrico, con alcuni siti sparsi di simpatria (Fig. 1), in cui le due “forme” appaiono sintopiche e non mostrano segnali di ibridazione (Brambilla et al., 2006).

Nei siti di sintopia (in Toscana, Lombardia ed Emilia-Romagna), ricerche condotte su più anni non hanno mai evidenziato la presenza di coppie “miste” o di individui intermedi tra i due taxa (Brambilla et al., 2008a).

Nonostante la forte somiglianza a livello fenotipico (le femmine sono perlopiù indistinguibili, se si eccettua la voce, e spesso anche la distinzione tra maschi non è facile), questi due taxa sembrano quindi riproduttivamente isolati. Verosimilmente il più importante meccanismo alla base dell’isolamento riproduttivo è costituito dalle differenze a livello vocale e dalla percezione del canto del maschio, assai “selettiva”: ciascun taxon risponde in maniera molto marcata al proprio canto, mentre tende ad ignorare quello dell’altro (Brambilla et al., 2008b). A mantenere isolati i due taxa può contribuire anche una certa differenza nella biologia riproduttiva delle due specie, legata a diverse date medie di arrivo e di deposizione (Gargallo, 1994, Shirihai et al., 2001, Brambilla et al., 2008a), sebbene le variazioni locali/individuali superino quelle medie tra taxa e il ruolo della percezione dei canti sia verosimilmente predominante (Brambilla et al., 2008b).

L’analisi filogeografica ha confermato la forte separazione esistente tra *subalpina* e il resto del complesso *cantillans* (Fig. 2); anche gli individui della prima forma e

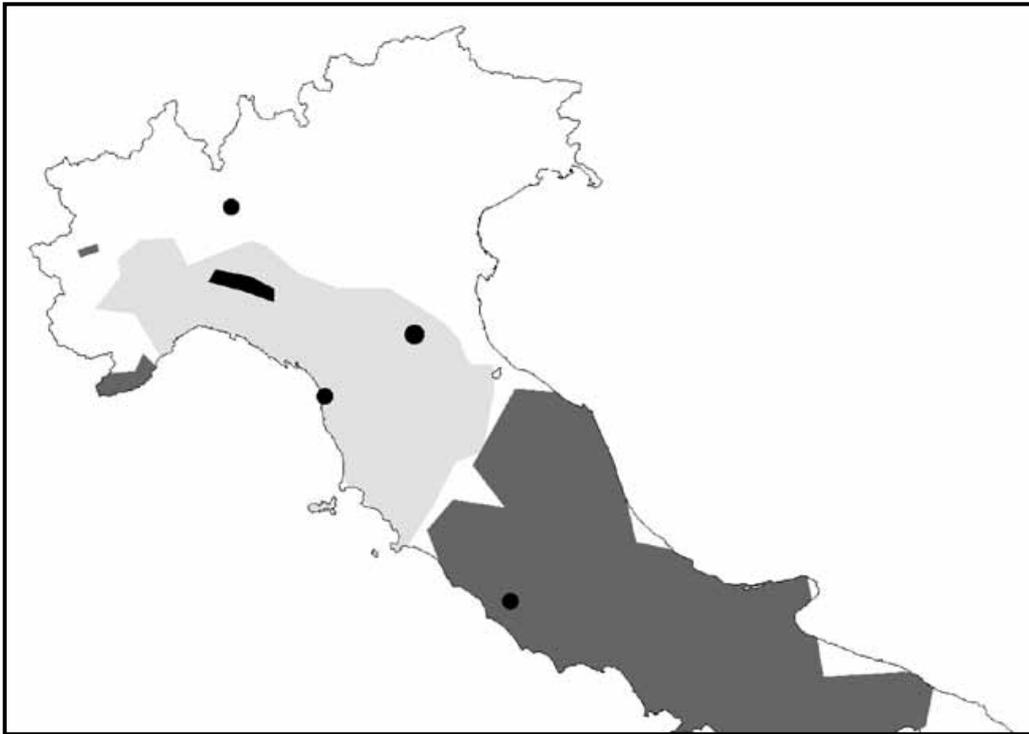


Fig. 1. Distribuzione di *subalpina* (grigio chiaro) e *cantillans* (grigio scuro) in Italia centrale; le aree evidenziate in nero rappresentano i siti di simpatria noti (ridisegnato da Brambilla et al., 2008a).

della sottospecie nominale campionati in siti di simpatria sono sempre risultati geneticamente attribuibili alla rispettiva forma (Brambilla et al., 2008c). La distanza genetica presente tra *subalpina* e gli altri taxa è paragonabile a quella che si riscontra tra altre coppie di specie del genere *Sylvia* (in alcuni casi addirittura superiore). Le popolazioni appartenenti a *cantillans* risultano in realtà comprendere due gruppi molto differenziati tra di loro: uno comprende le popolazioni italiane, risultate geneticamente più simili alla sottospecie orientale *albistriata* che non alle popolazioni (formalmente appartenenti alla stessa sottospecie, *cantillans*) franco-iberiche (Brambilla et al., 2008c).

Non tutte le sottospecie risultano facilmente identificabili su base morfologica, nemmeno in mano. La valutazione della congruenza tra identificazione su base fenotipica (caratteristiche del piumaggio) e genetica (DNA mitocondriale) dei maschi “adulti” (di almeno un anno di età) ha mostrato una piena possibilità di distinzione per *subalpina*, mentre diversi individui con fenotipo da *albistriata* sono risultati essere geneticamente *cantillans* italiane (con misure tendenzialmente riconducibili a quest’ultima) ed alcuni individui “intermedi” tra le due forme sono stati trovati per entrambi i taxa (Brambilla et al., 2010).

Recentemente, abbiamo potuto notare la presenza di individui nidificanti apparentemente attribuibili ad *albistriata* anche in Italia centrale, ad ulteriore conferma della presenza di zone di contatto con verosimile ibridazione (Brambilla, 2007).

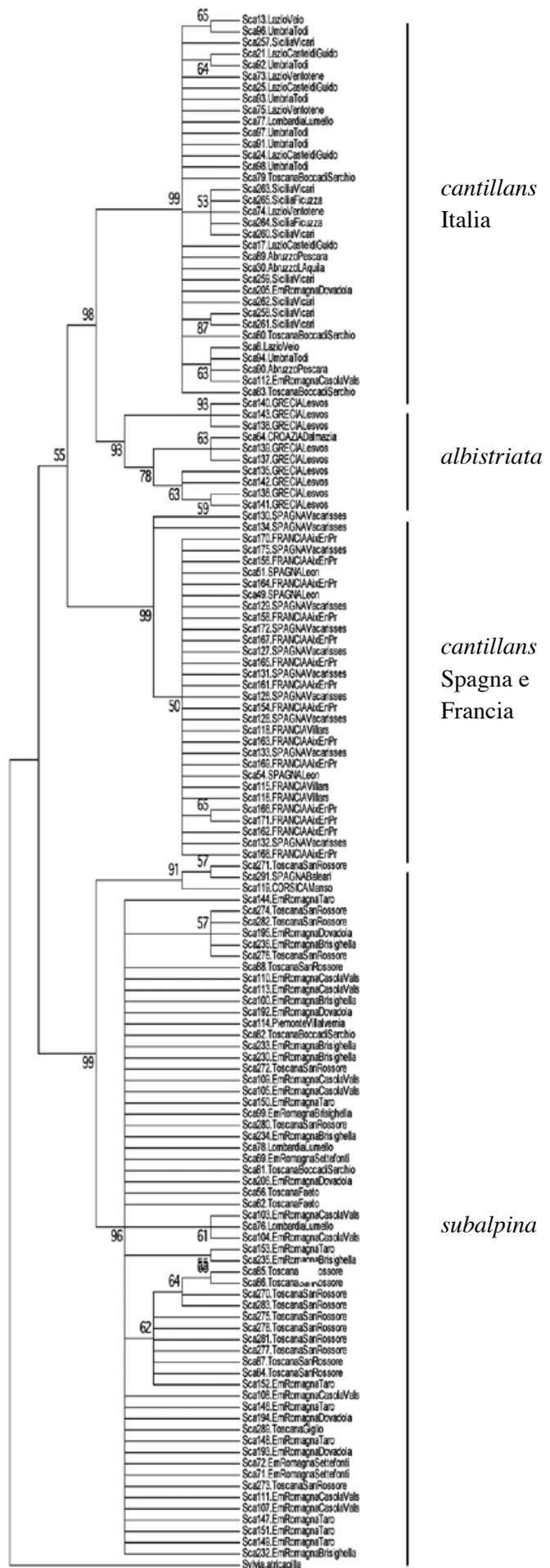


Fig. 2. Sintesi dei rapporti filogenetici nel complesso *Sylvia cantillans*. Albero ottenuto sul gene del citocromo *b* (frammento di 1090 bp) tramite Neighbour-Joining e collassato per consensi superiori al 50%. Si noti il forte consenso ($\geq 93\%$) per tutti i principali raggruppamenti, ad eccezione del 'nodo' includente i due gruppi cantillans e albistriata (55%), a riprova della divergenza esistente tra cantillans franco-iberiche da una parte e cantillans italiane/albistriata dall'altra. Per approfondimenti si rimanda a Brambilla et al. (2008c).

CONCLUSIONI

S. cantillans deve essere considerata in realtà un complesso di specie. All'interno del 'gruppo *cantillans*', infatti, la sterpazzolina di Moltoni (*S. subalpina* sinonimo *S. moltonii*) si discosta decisamente da tutte le altre entità/popolazioni per quanto riguarda caratteristiche genetiche e acustiche ed in parte anche morfologiche. La separazione della sterpazzolina di Moltoni da *S. cantillans* è stata peraltro fatta propria anche dalla nuova lista CISO-COI (www.ciso-coi.org). Il meccanismo che verosimilmente garantisce l'isolamento riproduttivo di questo taxon nei confronti degli altri (con cui occorre anche in sintopia) è rappresentato dalla differente percezione del canto.

Le altre popolazioni vengono tradizionalmente attribuite a tre sottospecie; l'analisi genetica ha in realtà evidenziato come una di queste sia polifiletica e le popolazioni di *S. c. cantillans* presenti in Italia siano in realtà più vicine alle popolazioni di *S. c. albistriata* che non a quelle francesi e spagnole, tradizionalmente considerate appartenenti alla stessa sottospecie. Il pattern di distribuzione conferma ulteriormente quanto suggerito dalle analisi genetiche; i due distinti gruppi di *cantillans* sembrano aver avuto una storia evolutiva differente.

Resta da valutare a quale dei due gruppi di *cantillans* appartengano gli individui attribuibili a questa sottospecie nidificanti nelle estreme porzioni occidentale di Liguria e Piemonte.

Poco chiara appare ancora la posizione di *S. c. inornata*, per la quale non siamo riusciti ad ottenere campioni utili per l'estrazione del DNA; la sottospecie africana potrebbe essere affine al gruppo *cantillans* occidentale o a quello italiano, come pure rappresentare un'ulteriore linea a sé stante.

Ringraziamenti. Desideriamo ringraziare quanti hanno condiviso con noi lo studio della variabilità in "quella che fu la sterpazzolina", ed in particolare i nostri co-autori N. Baccetti, E. Fabbri, A. Ferri, G. Gargallo, F. Guidali, O. Janni, A. Quaglierini, F. Reginato, A. Sorace, G. Tellini Florenzano, e tutti quanti hanno collaborato alla ricerca, tra cui: F. Akriotis, P. Arrojo, G. Assandri, S. Benucci, J. Blondel e coll., G. Boano, P. Bonazzi, G. Bonicelli, R. Carini, J. Cecere, P.A. Crochet, F. Davoli, A. De Faveri, I. Ellena, S. Fasano, G. Ferro, A. Flitti, A. Galimberti, L. Galli, P. Giusti, O. Hameau, J. Krali, K. Kravos, D. Iavicoli, B. Massa e coll., A. Magnani, P. Marotto, P. Micheloni, N. Mucci, D. Nespoli, G. Oliosio, R. Oliveira, A. Perfetti, P. Perret, D. Rubolini, H. Rugbdy, E. Savo, D. Sere, E. Strinella, P. Sunyer, R. Valfiorito, L. Vanni.

Summary

A Mediterranean puzzle: divergence and speciation in *Sylvia cantillans*

S. cantillans should be regarded as a complex of species. Moltoni's warbler *Sylvia subalpina* (syn. *Sylvia moltonii*) clearly qualifies as a full species on its own and is diverged from all other taxonomical entities of the *cantillans* complex in its geneti-

cal, vocal and partly also morphological traits. The most likely mechanism of reproductive isolation between *subalpina* and the sympatric *cantillans* is differential song perception. The nominate subspecies *cantillans* is polyphyletic, and Italian populations of the former are closer to the eastern race *albistriata*.

BIBLIOGRAFIA

- Brambilla M., 2007. Distribuzione, ecologia e differenziazione in *Sylvia cantillans*. Tesi di Dottorato, Università degli Studi di Milano.
- Brambilla M., Tellini Florenzano G, Sorace A., Guidali F. 2006. Geographical distribution of Subalpine Warbler *Sylvia cantillans* subspecies in mainland Italy. *Ibis*, 148:568-571.
- Brambilla M., Janni O., Guidali F., Sorace A. 2008b. Song perception among incipient species as a mechanism for reproductive isolation. *Journal of Evolutionary Biology*, 21: 651-657.
- Brambilla M., Vitulano S., Spina F., Baccetti N., Gargallo G., Fabbri E., Guidali F., Randi E., 2008c. A molecular phylogeny of the *Sylvia cantillans* complex: Cryptic species within the Mediterranean basin. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 48: 461-472.
- Brambilla M., Quaglierini A., Reginato F., Vitulano S. & Guidali F., 2008a. Syntopic taxa in the *Sylvia cantillans* species complex. *Acta Ornithologica*, 43: 217-220.
- Brambilla M., Vitulano S., Ferri A., Spina F., Fabbri E., Randi E., 2010. What are we dealing with? An explicit test reveals different levels of taxonomical diagnosability in the *Sylvia cantillans* species complex. *Journal of Ornithology* 151: 309-315.
- Brambilla M. & Guidali F., 2005. Quando la voce è tutto: l'identificazione delle sottospecie di sterpazzolina *Sylvia cantillans*. *Avocetta*, 29: 154.
- Gargallo G., 1994. On the taxonomy of the western Mediterranean islands populations of Subalpine Warbler *Sylvia cantillans*. *Bull. BOC*, 114: 31-36.
- Shirihai H., Gargallo G. & Helbig A.J., 2001. *Sylvia* Warblers. Helm, London.

BREEDING BIOLOGY AND DIET OF THE LANNER
Falco biarmicus feldeggii
IN THE ABRUZZO REGION, CENTRAL APPENNINES

AUGUSTO DE SANCTIS⁽¹⁾, DINO DI MEO⁽²⁾, MASSIMO PELLEGRINI⁽²⁾
& LUCIANO SAMMARONE⁽³⁾

⁽¹⁾ IAAP-WWF, Centro Fauna Rupestre dell'Appennino, Riserva naturale regionale
Gole del Sagittario – Anversa degli Abruzzi (AQ) (a.desanctis@wwf.it)

⁽²⁾ Stazione Ornitologica Abruzzese, c/o Museo De Leone – C.da Collalto, Riserva naturale
Lago di Penne

⁽³⁾ Corpo Forestale dello Stato, Ufficio Territoriale Biodiversità di Castel di Sangro, Centro Ricerche
Ambienti Montani, ora presso il Coordinamento Territoriale per l'Ambiente del PNALM
Civitella Alfedena

INTRODUCTION

In the Abruzzo Region there are currently 10-12 Lanner *Falco biarmicus feldeggii* nesting pairs, being one of the stronghold of this rare subspecies in the Italian Peninsula. The lanner is a priority species under the EU “Birds” Directive which recommends the necessity of constantly monitoring the population also for conservation purposes. For example, competition with the Peregrine *Falco peregrinus* for nesting sites is one of the challenging phenomenon but it remains unclear if it is a natural process or it could be linked to human activities (e.g. through land-use evolution driven by CAP policies). Breeding and diet parameters are not known for this region and in the present paper we present data collected in the last three decades.

METHODS

Between 1987 and 2009 we monitored nesting cliffs with standard methods for raptors monitoring in order to assess breeding success. This species is very elusive and the reproductive areas are located in very hard topography and usually it is not possible to observe inside the nest to assess some breeding parameters (such as number of eggs). Therefore it is very probable that we missed some breeding attempts which failed precociously overestimating breeding success.

Data were collected throughout three decades but usually at the same nesting cliffs. So it is possible that our data did not fully agree with the independence criteria. Diet was studied in three sites using four methods: direct observation of birds with prey; pellets analysis; prey remains recovered in the nest or under the nest; remains of plucked prey collected under perches. Land-use was assessed in a 5 km radius around each nesting cliff using GIS and CORINE land-cover layers.

RESULTS

We monitored fifty-one breeding attempts which resulted in 106 fledged young

(Tab.1). Mean number for all attempts was 2.08 and 2.20 considering only successful breeding attempts. Breeding success did not change between the three decades (Fig.1, Kruskal-Wallis ANOVA, $p>0.05$). The fledging period was 25 May - 24 June. We also made some observations about egg covering by the females which in six cases left their eggs for periods of more than 45 min (48, 57, 60, 54, 63, 75). Tab.2 showed the land-use of the territories surrounding breeding sites. Broad-leaved woods characterized the landscape but open habitat accounted for 43% of the area. Shrub-recovering areas –typically resulting from the abandonment of previously cultivated land - represented the third land-use category.

We compared land-use data of 13 cliffs already used by the Lanner with those where Peregrine substituted it (7) and differences were not statistically significant (Mann-Whitney U test always >0.05). Tab.3 showed the level of protection accorded to the nesting cliffs and to breeding areas, the latter being a circle of 5 km radius centred on the nesting cliff. Almost all the nesting sites are inside IBAs and about 60% inside protected areas. SCI and SPA protect the lowest percentage of cliffs and territories. We recognized 258 prey which were showed in Tab.4 (data combining all methods: 18 prey from feathers collected on rocks where the birds perched for plucking prey; 30 from direct observations; 20 from pellets and 190 from bones and feathers remains in the nests). Birds represented 81% of prey number and 95.4% of biomass while mammals were 17.4% and 4,6% respectively. Tab.5 showed differences in

N. of juveniles	N. of cases	Land-use categories	% of total surface
0	4 (8%)	Broad-leaves woods	23.9
1	9 (18%)	Arable land	17.5
2	20 (39%)	Shrubs	16.3
3	15 (29%)	Pasture areas	11.8
4	3 (6%)	Heterogeneous cultivated fields	7.5

Tab. 1. Number of juveniles per breeding attempts.

	% of the Lanner territories inside	% of the Lanner nesting cliffs inside
Protected areas	34	60
SCIs	27.8	50
SPAs	36.7	55
IBAs	60.6	90

Tab. 3. Legal status of the 20 breeding sites used by the Lanner in the Abruzzo Region during the study period.

Olive-grooves	5.3
Meadows	3.8
Areas with scattered vegetation	2.8
Conifer woods	2.2
Mixed woods	2
Rocks	1.7
Urbanized areas	1.6
Urban parks and gardens	1.3
Arboreal cultivations	1
Vineyard	0.6
Water	0.5
Mines	0.2

Tab. 2 Land-use characteristics of the Lanner territories.

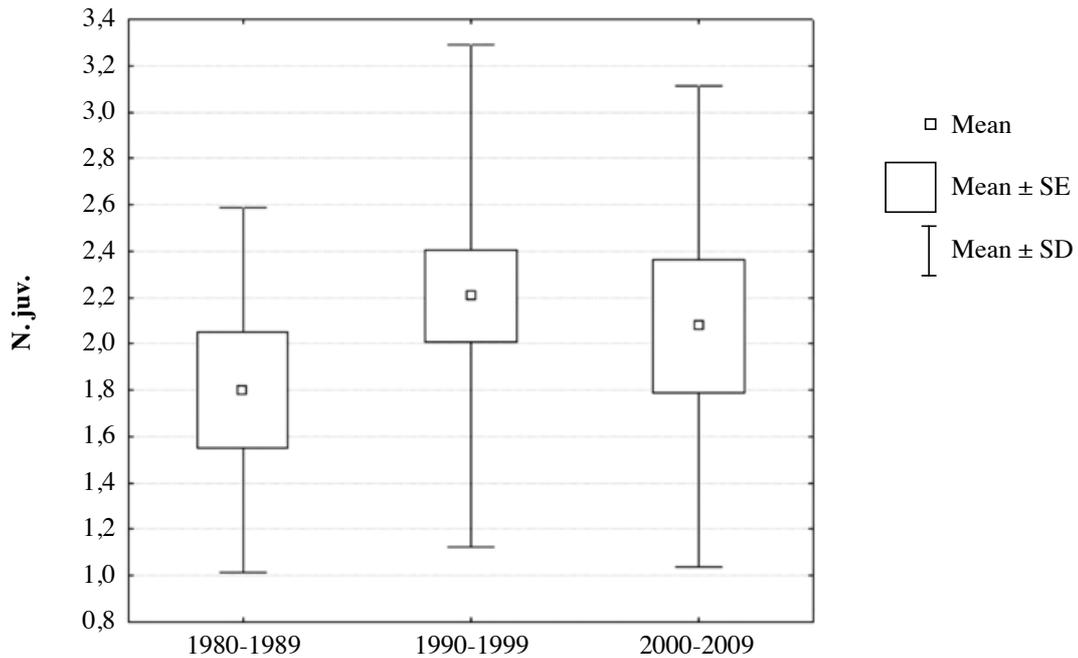


Fig. 1. Comparisons of the breeding success in the last three decades.

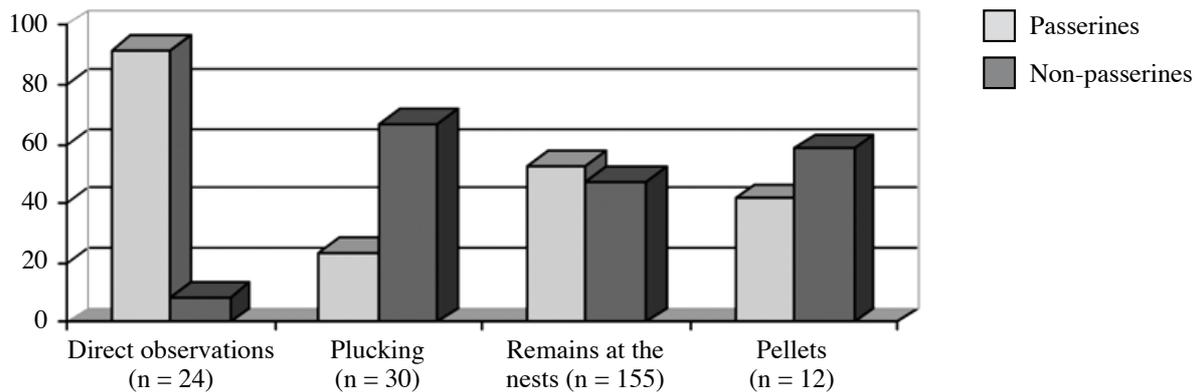


Fig. 2. Passerine/non-passerine ratio as revealed by the four study methods.

terms of numbers and biomass among the five bird species most preyed by the Lanner, which together accounted for 53 % of the prey number and for 74,7 % of the biomass. Domestic pigeon and Woodpigeon represented together 24% of the prey and 46% of the biomass. Considering the ratio passerines/non passerines, the four methods used for diet analysis produced different results ($\chi^2=16,78$, $p<0,01$, $df=3$, Fig.2). Mean weight of prey was 208g but this was partly due to two very big prey (Common Buzzard and Ring-necked Pheasant).

DISCUSSION

Our data generally agreed with that reported for the species in Italy (Andreotti and

Species	% on the total number of prey	% biomass	Species	% on the total number of prey	% biomass
AVES			AVES		
<i>Columba livia</i>	15	24	<i>Dendrocopos major</i>	1.1	0.5
<i>Pica pica</i>	11.2	11	<i>Alectoris graeca</i>	0.8	2.6
<i>Garrulus glandarius</i>	10.8	8.5	<i>Streptopelia decaocto</i>	0.8	0.8
<i>Columba palumbus</i>	9.3	22.1	<i>Monticola solitarius</i>	0.8	0.2
<i>Corvus monedula</i>	8.1	9.1	<i>Parus major</i>	0.4	0.03
<i>Upupa epops</i>	3.5	1.2	<i>Carduelis carduelis</i>	0.4	0.03
<i>Sturnus vulgaris</i>	2.7	1	<i>Turdus viscivorus</i>	0.4	0.2
<i>Corvus corone cornix</i>	1.5	4	<i>Phoenicurus ochruros</i>	0.4	0.03
<i>Passer montanus</i>	1.5	0.2	<i>Periparus ater</i>	0.4	0.02
<i>Accipiter nisus</i>	1.5	1.5	<i>Phasianus colchicus</i>	0.4	2.1
<i>Athene noctua</i>	1.1	1	<i>Buteo buteo</i>	0.4	1.6
<i>Oriolus oriolus</i>	1.1	0.5	<i>Falco tinnunculus</i>	0.4	0.4
<i>Turdus merula</i>	1.1	0.2	<i>Erithacus rubecola</i>	0.4	0.03
<i>Fringilla coelebs</i>	1.1	0.1	<i>Falco vespertinus</i>	0.4	0.3
<i>Picus viridis</i>	1.1	1	<i>Passeriformes n.i.</i>	2.7	1.2
MAMMALIA					
<i>Apodemus sp</i>	5.8	0.6			
<i>Microtus savii</i>	3.9	0.4			
<i>Rattus sp</i>	2.3	2			
<i>Sorex araneus/samniticus</i>	1.5	0.06			
<i>Crocidura leucodon</i>	0.8	0.04			
<i>Crocidura suaveolens</i>	0.8	0.04			
<i>Erinaceus europaeus</i>	0.4	1			
<i>Microtinae sp</i>	0.4	-			
<i>Vespertinus serotinus</i>	0.4	0.01			
<i>Mammalia n.i.</i>	1.1	0.1			
REPTILIA					
<i>Podarcis sp</i>	0.8	0.03			
<i>Coluber sp</i>	0.4	0.3			
INSECTA					
<i>Locusta migratoria</i>	0.4	-			

Tab. 4. Diet of the Lanner in the Abruzzo Region.

Leonardi 2007 and references cited therein). Breeding success resulted fairly constant in the last decades but the number of pair undergone fluctuations in the region (Babo et al., 2009). However this species is highly cryptic and very difficult to study in the Appennine environment. Our data showed that females could leave their eggs unattended for a long time without evident reasons and without resulting in egg hatching failures. Moreover, we frequently observed the pairs using different cliffs in the same territory resulting in difficulties in relocating pairs year after year. As a consequence, it takes caution to interpret data for trends, breeding success and territory occupation of the pairs.

	% of prey	% biomass
<i>Columba livia</i>	15	24
<i>Pica pica</i>	11.2	11
<i>Garrulus glandarius</i>	10.8	8.5
<i>Columba palumbus</i>	9.3	22.1
<i>Corvus monedula</i>	8.1	9.1

Tab. 5. Percentage of the five most common prey species.

	This study	Ciaccio et al. (1987)	Massa et al. (1991)	Pezzo et al. (1995)	Mascara (1996)	Morimando et al. (1997)
Birds	241 (9-1133)	121 (14-500)	150 (6-600)		117 (11.5-320)	121
Birds and mammals	210 (3.5-1133)			146.7	106	
Birds, mammals and reptiles	208 (3.5-1133)					

Tab. 6. Comparisons of some parameters of the diet in different Italian areas. Weights in grams.

Our data confirmed the importance of using different methods for diet analysis (Morimando et al., 1997). The mean weight of the prey resulted very high in comparison with other studies (Tab.6) but the two outliers could account for this difference. Moreover, we could not exclude cases of kleptoparasitism or necrophagy in these cases. The very high predation rate on Woodpigeon was probably linked to the presence of wide wood areas and with the positive population trend of this species in the Region. Our data suggested that this meta-population was probably stable but continuous monitoring will be necessary to assess the impact of the limiting factors cited in the Italian National Action Plan (Andreotti and Leonardi 2007). Bird populations control interventions for hunting reasons and land-use changes could negatively affect the species, for example directly limiting the number of preys or decreasing the open habitat size. In the Appennines land abandonment is the main driver of habitat change favouring the very fast recovering of the woods. So the CAP agri-schemes measures should be addressed for the conservation of marginal areas used by this species. Finally, we demonstrated that limits of SPA, SCI and gazetted protected areas often did not include areas around nesting cliff. Taking into consideration the extension of protected land in the Region (49%) in respect of the percentage of protection accorded to the Lanner, this situation could have been reached also through “casual planning”. IBAs, whose limits were established by ornithologists, better fitted with the Lanner territories. In these areas wind-farms development posed a new potential threat to some pairs.

Acknowledgement. We thanks Piercarlo Di Giambattista, Antonio Antonucci, Stefano Civitarese, Giancarlo Opramolla, Andrea Mancinelli, Marco Liberatore for assistance during fieldwork. Regina Babo and Marie Thiberville gave indications about GIS procedures. Gianni Marangoni and Longino Contoli helped us for the recognition of prey remains. Gioel Italia sustained this research.

Riassunto

Biologia riproduttiva e dieta del Lanario *Falco biarmicus feldeggii* nella regione Abruzzo, Appennino centrale

Dal 1987 al 2008 sono state monitorati in Abruzzo 51 tentativi di riproduzione di Lanario in 10 siti riproduttivi. In 4 casi (8%) in cui la coppia era presente non si sono involati giovani, mentre il tasso d'involto, calcolato solo sulle coppie che hanno avuto successo, è stato di 2,20 (1-4) *juveniles* involati per ogni tentativo. L'involto è avvenuto tra il 25 maggio e il 24 giugno. Il confronto di 17 variabili di land-use tra siti di lanario oggi occupati dal pellegrino (n=7) e i siti ancora usati dal Lanario (n=13) non ha rivelato la presenza di differenze significative.

Un totale di 258 prede di 41 taxa sono state identificate per lo studio della dieta che è avvenuto attraverso 4 metodi: osservazioni di prede portate al nido (n prede=30); borre (n=20); spiumate (n=18) e resti ossei nei nidi e sotto di essi (n=190). Gli uccelli hanno costituito l'81% delle prede, i mammiferi il 17,2%, i rettili l'1,2% e gli insetti lo 0,4%. La specie più predata è risultata il Piccione domestico/selvatico (39 casi, 15% del totale), seguito dalla Gazza (11%), dalla Ghiandaia (11%), dal Colombaccio (9%) e dalla Taccola (8%) mentre tra i mammiferi sono risultati predati 15 individui (5,8% del totale) del genere *Apodemus*. Il rapporto passeriformi/non passeriformi è risultato diverso considerando i 4 metodi separatamente ($\chi^2=16,78$, $p<0,01$, $df=3$).

REFERENCES

- Andreotti A. e Leonardi G., 2007. Piano d'azione nazionale per il Lanario (*Falco biarmicus feldeggii*). Quaderni Conservazione della natura, Minist. Ambiente - I.N.F.S., n.24,
- Ciaccio A., Dimarca A., Lo Valvo F., Siracusa M., 1987. Primi dati sulla biologia e lo status del Lanario in Sicilia. Rapaci mediterranei 3. Suppl. Ricerche Biol. Selvaggina, 12: 45-55.
- Babo R., De Sanctis A, Opramolla G, Pellegrini Ms, Thiberville M., 2009. Fourth revision of the status and the distribution of the Lanner Falcon (*Falco biarmicus feldeggii*) and the Peregrine (*Falco peregrinus*) in the Abruzzo region, central Italy. Proceedings of the XV Italian Ornithological Meeting.
- Mascara R., 1986. Consistenza e note sulla biologia riproduttiva del Lanario nella Sicilia Meridionale. Riv. ital. Orn., 56: 203-212.
- Massa B., Lo Valvo F., Siracusa M., Ciaccio A. 1991. Il Lanario in Italia: Status, Biologia e Tassonomia. Naturalista Siciliano, S.4, 15 (1-2): 27-63.
- Morimando F., Pezzo F., 1997. Food habits of the lanner falcon in Central Italy. Journal Raptros research, 31 (1): 40-43.
- Pezzo F., Draghi A., Morimando F., 1995. Primi dati sull'alimentazione del Lanario in Toscana: un contributo sui metodi di studio della dieta dei Falconidi. Avocetta, 19: 121.

SELEZIONE DELL'HABITAT DI FORAGGIAMENTO DEL GRILLAIO *Falco naumanni* NEGLI AMBIENTI AGRO- PASTORALI DELLA ZPS MURGIA ALTA (PUGLIA, ITALIA)

ROCCO SORINO, SERENA SCORRANO, GIUSEPPE CHIRULLI & GIUSEPPE CORRIERO

*Dipartimento di Biologia Animale ed Ambientale, Università degli Studi di Bari – Via Orabona, 4/a
70125 Bari (r.sorino@biologia.uniba.it)*

INTRODUZIONE

In Italia il Grillaio *Falco naumanni* è specie nidificante per la Basilicata, la Puglia, la Sicilia, la Sardegna, Lampedusa e la Toscana (Spagnesi & Serra, 2004). La popolazione più consistente è quella appulo-lucana (Brichetti & Fracasso, 2003). Nell'ultimo decennio si è assistito ad un aumento dell'area di distribuzione della specie in Puglia, con la colonizzazione di nuovi siti di nidificazione per la provincia di Bari e Taranto (Acquaviva delle Fonti, Putignano, Locorotondo, Casamassima, Grottaglie, Martina Franca e città di Taranto) (oss. pers.; AA.VV., 2009; Chiatante & Chiatante oss. pers.) e in aree agricole della Capitanata (Foggia) (Caldarella et al., 2005). Nella primavera del 2009 nella ZPS Murgia Alta è stata censita una popolazione di 6000 individui (AA.VV., 2009).

La specie è considerata vulnerabile, negli ultimi trent'anni è stato registrato un marcato declino in diversi paesi d'Europa (BirdLife International, 2004; Tucker & Heath, 1994) dovuto soprattutto ai cambiamenti delle conduzioni e del tipo di colture agricole.

Nel presente lavoro è stata studiata la selezione e l'uso dell'habitat di foraggiamento nel periodo di allevamento e di involo dei giovani in relazione alla struttura della vegetazione, all'abbondanza degli ortotteri e al successo di cattura al fine di individuare habitat trofici da preservare in previsione di eventuali cambiamenti di destinazione d'uso del territorio.

AREA DI STUDIO

Lo studio è stato condotto in un'area campione delle Murge pugliesi di Nord-Ovest all'interno della ZPS Murgia Alta (IT9120007). L'area (1838 ha) è caratterizzata da pseudosteppa (872 ha; 47,4%), seminativo falciato non irriguo (873 ha; 47,5%), campi arati (66 ha; 3,6%), in misura minore da frutteto e vigneto (20 ha; 1,1%) e aree boschive (7 ha; 0,4%).

MATERIALI E METODI

Le osservazioni sono state realizzate durante il periodo giugno-settembre 2007 con cadenza settimanale, attraverso il conteggio degli individui in attività di caccia nei diversi habitat, lungo un transetto lineare di 18,7 Km.

Negli habitat vocazionali alla specie (pseudosteppa, seminativo falciato, arato), per evidenziare eventuali influenze circa la scelta e l'utilizzo dell'habitat, nonché il successo di predazione del rapace, sono stati misurati i seguenti parametri: altezza del cotico erboso misurata ogni 50 cm su linee di 25 m; densità del cotico erboso (copertura al suolo), percentuale stimata in modo soggettivo all'interno del quadrato campione (1 m²); indice di abbondanza di Ortotteri (esemplari/100 m; IMA) calcolato su transetti lineari.

La selezione dell'habitat di foraggiamento è stata valutata mediante applicazione dell'Indice di preferenza ambientale IP (Indice di Ivlev) (Allredge & Ratti, 1986). I dati sono stati analizzati mediante test parametrici, previa trasformazione [log (x+1) e arcoseno], appurando la distribuzione normale mediante applicazione del test Shapiro-Wilk (Conover, 1999) e test non parametrici.

RISULTATI

Durante il periodo di studio sono stati effettuati 18 sopralluoghi registrando 1.571 contatti della specie in attività di alimentazione. I conteggi effettuati hanno evidenziato un Indice Chilometrico di Abbondanza media (I.K.A.m) pari a 1,8 contatti/Km. Nel seminativo falciato è stato ottenuto un numero medio di contatti pari a 66,9 (n = 18; S.D. = ± 30,1), nella pseudosteppa di 18,8 (n = 18; S.D. = ± 8,3) e nell'arato 2,5 (n = 11; S.D. = ± 1,7) contatti. Il numero di contatti di animali in attività di alimentazione nei tre habitat è risultato statisticamente differente ($F_{2,44} = 89$; $P < 0,001$).

Per quanto riguarda l'altezza dello strato erbaceo gli habitat considerati hanno presentato valori differenti (t -test = 17; $P < 0,001$): la pseudosteppa è stata caratterizzata da un'altezza media della vegetazione erbacea pari a 33,4 cm (n = 760; S.D. = ± 19,6) e il seminativo falciato da un'altezza delle stoppie di 8,3 cm (n = 360; S.D. = ± 8,4). Per la copertura del cotico erboso al suolo la pseudosteppa ha presentato valori del 77,2% (n = 88; S.D. = ± 13,1) e il seminativo falciato da una densità media del 13,8 % (n = 88; S.D. = ± 8); i valori sono risultati significativamente differenti (t -test = 25,2, $P < 0,001$).

L'analisi dell'abbondanza di Ortotteri è stata basata sul conteggio degli animali espressa come *Indice metrico di abbondanza relativa* IMA (esemplari/100 m). Nell'intera area di studio è stato registrato un indice medio di abbondanza pari a 13,1 esemplari/100 m (n = 308; S.D. = ± 11,8), mentre, nelle singole tipologie di habitat è stato ottenuto per la pseudosteppa un indice medio di abbondanza pari a 13/100 m (n = 132; S.D. = ± 11,5), per il seminativo falciato un valore pari a 16,7/100 m (n = 132; S.D. = ± 11,8) e per l'arato un indice medio di abbondanza di 2,3 esemplari/100 m (n = 44; S.D. = ± 2,3) tra loro significativamente differenti ($F_{2,305} = 47,588$, $P < 0,001$). Il Grillaio sembra selezionare come habitat di foraggiamento nel periodo di studio considerato il seminativo falciato (IP = 1,60) utilizzato in misura superiore rispetto alla disponibilità con un sottoutilizzo delle altre tipologie (IP < 1) (Fig.1).

Considerando le variabili misurate (altezza e densità del cotico erboso) e la disponibilità trofica (numero di Ortotteri IMA), la selezione dell'habitat di foraggiamento

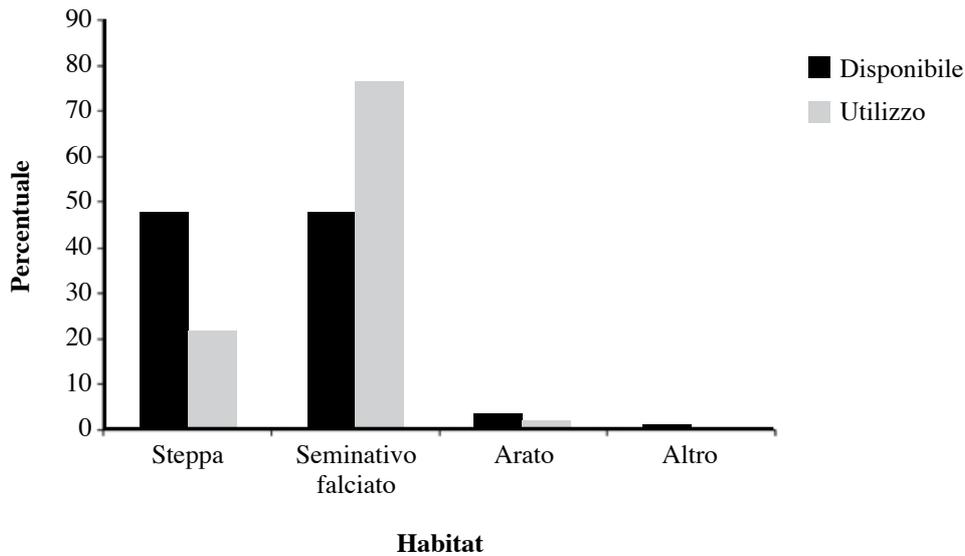


Fig. 1. Percentuali di habitat disponibile e utilizzo da parte del grillaio nell'area di studio.

è condizionata dall'abbondanza di Ortotteri (GLM: $F = 12,9$, $P < 0,01$; $R^2 = 0,65$) e dall'interazione tra i parametri del cotico erboso e la stessa abbondanza (GLM: $F = 4,53$, $P < 0,05$; $R^2 = 0,65$) (Tab.1). Pertanto, la selezione di una determinata tipologia sembra dipendere dall'elevata disponibilità di prede soprattutto in siti dove sia l'altezza e il grado di copertura dello strato erbaceo presentano bassi valori garantendone l'accessibilità alle prede.

Infatti, da osservazioni specifiche effettuate in ambiente steppico, con valori medi dell'altezza e del grado di copertura del cotico erboso rispettivamente pari a $47,7 \pm 5,8$ cm e $91,0 \pm 8,0\%$, considerando il numero di strike positivi (predazione) in funzione delle due variabili, il successo di cattura è risultato correlato negativamente sia con l'altezza (SPERMAN $r = -0,743$, $P < 0,01$) che con la percentuale di copertura erbacea (SPERMAN $r = -0,655$, $P < 0,01$).

Dai grafici in Fig. 2 e 3 si evince come il grillaio riscuota un maggior successo di cattura in patch con bassi valori di altezza e copertura media del cotico (rispettivamente

Variabili	F _{devianza}	P
Altezza del cotico erboso	0,041	0,840
Densità del cotico erboso (Copertura al suolo)	0,417	0,523
Indice di abbondanza (Ortotteri)	12,922	0,001
Interazione: Altezza * Copertura * Indice di abbondanza (Ortotteri)	4,529	0,041
$R^2 = 0,65$		

Tab. 1. GLM univariato per la selezione delle variabili che influenzano l'utilizzo degli habitat nell'area di studio

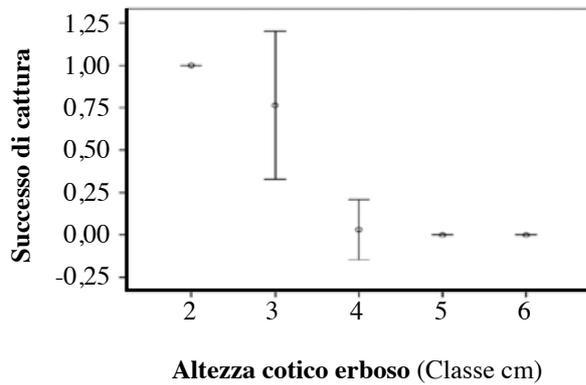


Fig. 2. Successo di cattura del grillaio in relazione all'altezza del cotico (Media ± D.S.)

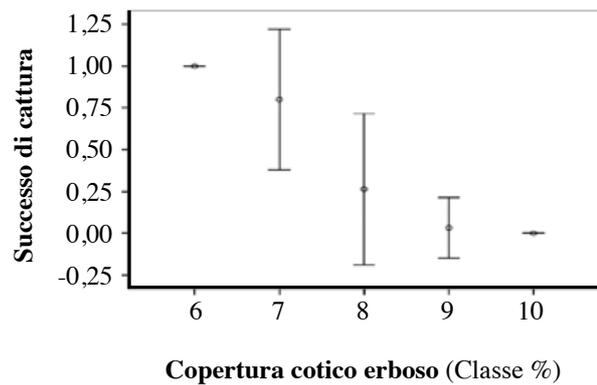


Fig. 3. Successo di cattura del grillaio in relazione alla copertura del cotico (Media ± D.S.)

23,9 ± 3,5 cm e 71,7 ± 8,5%) mentre gli strike con insuccesso di cattura si concentrano prevalentemente in superfici con altezza del manto erboso di 39,2 ± 4,8 cm e copertura pari a 88,1 ± 7,3%.

CONCLUSIONI

Il Grillaio seleziona i campi a seminativo falciato con presenza di stoppia come aree di alimentazione nel periodo di allevamento e involo dei giovani mentre sottoutilizza le aree a pseudosteppa e i campi arati, suggerendo un utilizzo in misura maggiore, rispetto alla disponibilità, dei siti con elevata presenza di prede e con caratteristiche della struttura della vegetazione tale da consentire una maggiore accessibilità alle prede (Shrubb, 1980; Bechard, 1982). Diversi modelli di relazione predatore-preda presuppongono una diretta relazione tra il successo di cattura e la densità di prede (Poole, 1974). In Spagna taluni autori hanno evidenziato come la specie selezioni gli incolti (García et al., 2006) e i campi cerealicoli durante l'allevamento dei piccoli (Tella et al., 1998; Ursù et al., 2005) evitandoli, invece, durante il periodo che precede la deposizione delle uova (Ursù et al., 2005; García et al., 2006) poiché poco accessibili a causa dell'elevata copertura in un periodo di massima crescita vegetativa.

Queste caratteristiche sembrano limitare la visibilità e il successo di cattura da parte del predatore (Shrubb, 1980; Toland, 1987). Quindi, in accordo con i classici modelli di relazione predatore-preda (Poole, 1974), i nostri risultati confermano questo pattern di comportamento dell'uso delle aree di caccia, in cui la specie seleziona habitat con elevata abbondanza di prede ma con una struttura del cotico erboso che permette una maggiore visibilità espressa in un elevato tasso di predazione. La presenza di elevati valori di abbondanza di ortotteri rinvenuta nei campi falciati è da attribuire probabilmente ad una maggiore produttività espressa in termini di fitomassa (stoppie, residui di paglia) considerando la dieta prevalentemente erbivora degli ortotteri (Hendriks et al., 1999). Inoltre, i risultati ottenuti suggeriscono che, durante

la fase di allevamento dei pulcini, i campi falciati costituiscono habitat chiave per la specie, così come dimostrato in altri studi (Tella et al., 1998; Franco et al., 2004; Ursù et al., 2005) e, che con molta probabilità, durante il periodo che precede la mietitura, vengano sottoutilizzati a favore della pseudosteppa (Rodríguez & Bustamante, 2008). I seminativi falciati rappresentano importanti habitat in una fase biologica fondamentale per la specie, nei quali reperire un'elevata quantità di prede intesa come energia necessaria per il successo riproduttivo. La pseudosteppa, in termini di eterogeneità floristica e di estensione (naturalità paesaggistica), di contro, rappresenta un habitat importante nel mantenere elevati i valori dei parametri che descrivono la struttura della comunità di ortotteri (Sorino et al., 2008-2009), alla base del regime alimentare del grillaio (Cramp & Simmons, 1980; Bux et al., 1997; Negro et al., 1997; Rodríguez, 2004; Rodríguez et al., 2006).

Il mantenimento dell'eterogeneità di habitat quindi, risulta prioritario per la conservazione del grillaio, focalizzando le azioni di gestione soprattutto sui seminativi in quanto soggetti a lavorazioni di dissodamento anticipate e a cambiamenti di destinazione colturale. Infatti, nelle aree della Murgia, negli ultimi tempi, si assiste alla trasformazione dei seminativi in colture legnose (mandorleti e vigneti), finanziate anche da fondi comunitari, che sottraggono importanti porzioni di habitat di alimentazione per il Grillaio.

Summary

Foraging habitat selection by the Lesser Kestrel *Falco naumanni* in agri-pastoral environments of the SPA Murgia Alta (Apulia, Italy)

Lesser Kestrel is classified as globally threatened species. It's population decline has been induced mainly by recent agricultural modifications. We have studied the foraging habitat selection and prey-capture success in relation to vegetation structure and orthopteran abundance of the Lesser Kestrel during it's breeding period in the Special Protected Area Murgia Alta (Apulia, Italy). Throughout the study period and in particular during chick-rearing, the Kestrel positively selected cereal fields after harvest, while it avoided steppe lands and plough fields. Our results show the importance of cereal fields after harvest for Lesser Kestrel conservation.

BIBLIOGRAFIA

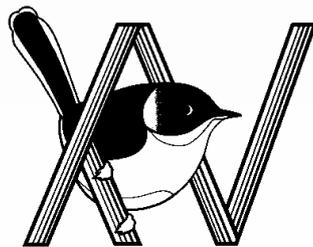
- AA.VV., 2009. Censimento pre-riproduttivo del Grillaio sulla murgia. www.argonauti.org/forum/topic.asp?TOPIC_ID=6169
- Allredge J.R. & Ratti J.T., 1986. Comparison of some statistical techniques for analysis of resource selection. *Journal of Wildlife Management*, 50: 157-165.
- BirdLife International, 2004. *Birds in Europe: Population Estimates, Trends and Conservation Status*. Cambridge, U.K.: BirdLife International (Conservation Series 12).
- Bechard M.J., 1982. Effect of vegetative cover on foraging site selection by Swainson's Hawk. *Condor*, 84: 153-159.
- Bricchetti P. & Fracasso G., 2003. *Ornitologia italiana. Vol.1 - Gavidae-Falconidae*. Alberto Perdisa Editore, Bologna

- Bux M., Pantone N., Massa B., Malacarne G., Rizzi, V. & Palumbo G., 1997. Primi dati sull'alimentazione della popolazione di Grillaio *Falco naumanni* in Italia meridionale. *Avocetta*, 29:176.
- Caldarella M., Marrese M. & De Lullo L., 2005. Status e distribuzione del grillaio *Falco naumanni* nella provincia di Foggia. *Avocetta - Journal of Ornithology*, 29 (N.S.): 108.
- Conover W.J., 1999. *Practical Nonparametric Statistics*, 3rd edn. John Wiley & Sons, New York.
- Cramp S. & Simmons K.E.L., 1980. *The Bird of the Western Palearctic*, Vol. 2, Oxford University Press, Oxford.
- Franco A.M.A., Catry I., Sutherland W.J. & Palmeirim J.M., 2004. Do different habitat preference survey methods produce the same conservation recommendation for Lesser Kestrels? *Anim. Conserv.*, 7: 291-300.
- García J.T., Morales M.B., Martínez J., Iglesia, L., García De la Morena E., Suarez F. & Vinuela J., 2006. Foraging activity and use of space by Lesser Kestrel *Falco naumanni* in relation to agrarian management in central Spain. *Bird Conservation International*, 16: 83-95.
- Hendriks R.J.J., de Boer N.J. & van Groenendael J.M., 1999. Comparing the preferences of three herbivore species with resistance traits of 15 perennial dicots: the effect of phylogenetic constraints. *Plant Ecol.*, 143: 141-152.
- Poole R.W., 1974. *Quantitative ecology*. McGraw-Hill, New York.
- Rodríguez C., 2004. Factores ambientales relacionados con el éxito reproductivo del Cernicalo Primilla. Cambio climático e intensificación agraria. Dissertation, University of Salamanca.
- Rodríguez C., Johst K. & Bustamante J., 2006. How do crop types influence breeding success in Lesser Kestrels through prey quality and availability? A modelling approach. *J. Appl. Ecol.*, 72: 793-810.
- Rodríguez C. & Bustamante J., 2008. Patterns of Orthoptera abundance and lesser kestrel conservation in arable landscapes. *Biodiversity and Conservation*, 17: 1753-1764.
- Shapiro S.S. & Wilk M.B., 1965. An analysis of variance test for normality (complete sample). *Biometrika*, 52: 591-611.
- Shrubbs M., 1980. Farming influences on the food and hunting of kestrels. *Bird Study*, 27:109-115.
- Sigismondi A., Cassizzi G., Cillo N., Laterza M., Losacco A. & Muscianese E., 2001. Population survey of the lesser Kestrel (*Falco naumanni*) in the Murgia Hills (Italy). In : AA.VV. Abstracts of the 4th Eurasian Congress on Raptors. Seville: 173-174.
- Spagnesi M. & Serra L. (a cura di), 2004. *Uccelli d'Italia*. Quad. Cons. Natura, 21, Min. Ambiente - Ist. Naz. Fauna Selvatica.
- Sorino R., Santarcangelo V., Altini E. & Tarasco E., 2008-2009. Struttura di comunità degli Ortotteri e integrità dei sistemi agro-pastorali del Sic-Zps Murgia Alta (Puglia, Italia). *Entomologica*, Bari, 41: 219-231.
- Spagnesi M. & Serra L. (a cura di), 2004. *Uccelli d'Italia*. Quad. Cons. Natura, 21, Min. Ambiente - Ist. Naz. Fauna Selvatica.
- Toland B.R., 1987. The effect of vegetation cover on foraging strategy, hunting success and nesting distribution of American kestrel in central Missouri. *J. Raptor Res.*, 21:14-20.
- Tucker, G.M. & Heath, M.F. (1994). *Birds in Europe. Their Conservation Status*. Cambridge, U.K.: BirdLife International (Conservation Series 3).
- Ursù E., Serrano D. & Tella J.L., 2005. Does land irrigation actually reduce foraging habitat for breeding Lesser Kestrels? The role of crop type. *Biol. Conserv.*, 122: 643-648.

Sessione

ORNITOLOGIA MEDITERRANEA

POSTER



ANALISI DELLE COMUNITÀ DI UCCELLI ACQUATICI DELLA LAGUNA DI GRADO E MARANO SULLA BASE DI UNITÀ ECOLOGICHE

ALFREDO ALTABELLI ⁽¹⁾, LINO CASINI ⁽²⁾, GABRIELE FACCHIN ⁽³⁾, FABRIZIO FLORIT ⁽³⁾,
TATSIANA HUBINA ⁽¹⁾, LORENZO SERRA ⁽⁴⁾ & STEFANO SPONZA ⁽¹⁾

⁽¹⁾ *Università degli Studi di Trieste, Dipartimento di Scienze della Vita – Via Weiss – 34127 Trieste
(altobell@units.it)*

⁽²⁾ *ST.E.R.N.A., c/o Museo Ornitologico – Via Pedriali, 12 – 47100 Forlì*

⁽³⁾ *Regione Autonoma Friuli Venezia Giulia, Ufficio Studi Faunistici
Via Sabbadini, 31 – 33100 Udine*

⁽⁴⁾ *Istituto Superiore Protezione e Ricerca Ambientale – Via Cà Fornacetta, 9
40064 Ozzano nell'Emilia (BO)*

Vengono presentati i risultati di 12 censimenti mensili a sforzo costante (giugno 2006 - maggio 2007) dell'avifauna acquatica presente in Laguna di Grado e Marano (Friuli Venezia Giulia). I dati analizzati integrano conteggi da terra e da aereo effettuati in condizioni di alta marea di sizigie.

Per l'inquadramento generale, la metodologia adottata per i censimenti e la successiva integrazione dei dati si rimanda a Facchin et al., (2008) e Facchin et al., (in stampa).

Le 184 celle (*Operational Geographic Unit*, OGU) del reticolo chilometrico, sovrapposto all'area di studio e coincidente con le unità di rilevamento utilizzate nei censimenti (Facchin et al., 2008), sono state raggruppate, mediante *Cluster Analysis*, in 9 Unità Ecologiche (Jax, 2006, Altobelli et al., 2008a; Altobelli et al., 2008b), sulla base delle somiglianze quali-quantitative di quattro fattori abiotici (azoto totale, fosforo totale, salinità, tessitura dei sedimenti) e di due fattori biotici (macrozoobenthos e praterie di fanerogame marine). Queste componenti sono state successivamente integrate in un Sistema Informativo Geografico.

In Figura 1 è riprodotta la spazializzazione dei gruppi ottenuti dal dendrogramma ottenuto con il metodo di Ward e la Distanza Euclidea. Alla matrice dei dati relativi a OGU e variabili ambientali è stata quindi applicata la tecnica delle componenti principali.

Si può principalmente notare che le Unità 6, 7, 9 si trovano in condizioni di ipertrofia. Rappresentano, quindi, le Unità Ecologiche con il maggior grado di sconfinamento. Sono, inoltre, caratterizzate dalla tipica biocenosi Lagunare Euriterma ed Eurialina (LEE), con presenza di *facies* a *Hediste diversicolor* e *Abra ovata*, e granulometria dei sedimenti contrassegnata dalla presenza di peliti.

Le OGU appartenenti ai gruppi 2 e 3 sono, invece, contraddistinte da un'elevata presenza di praterie di fanerogame, dalla presenza di popolamenti bentonici dominati da specie "miste" e dalla *facies* a *Bittium reticulatum*. Si trovano in ambienti sali-

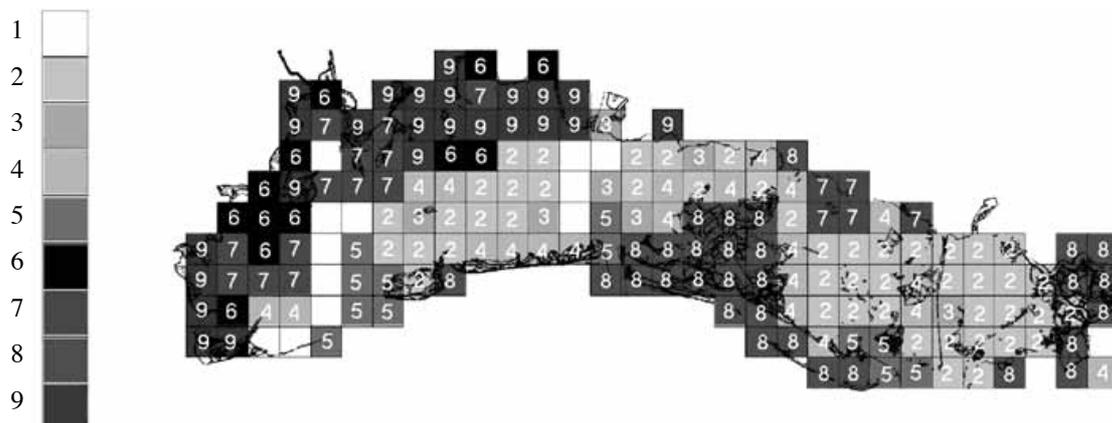


Fig. 1. Rappresentazione spaziale delle 9 unità ecologiche ottenute dal dendrogramma.

Unità ecologica	Superficie relativa (%)	Ricchezza media mensile (r)	Ricchezza totale annuale (R)	Abbondanza complessiva annuale	Abbondanza media mensile (n)	diversità H'
1	6,5	7÷14	30	4671	49÷982	1,19÷2,06
2	26,1	15÷26	39	42099	877÷15354	0,74÷2,48
3	3,8	9÷20	47	28627	140÷15725	0,26÷1,74
4	11,4	16÷26	48	31749	320÷10172	0,98÷2,37
5	6,5	5÷22	38	20346	370÷4190	0,25÷1,83
6	6,5	14÷30	38	36522	422÷8395	0,92÷2,46
7	9,8	13÷24	45	10042	92÷2298	1,84÷2,32
8	16,3	16÷37	61	192154	1701÷33514	0,93÷2,14
9	13,0	28÷48	74	81321	1442÷12259	1,69÷2,50

Tab. 1. Principali risultati dell'analisi della struttura della comunità ornitica. Per ricchezza (r) e abbondanza medie mensili (n) e per la diversità (H') sono riportati i valori minimi e massimi.

ni, con buon ricambio marino, non particolarmente ricchi di elementi nutritivi e con substrato ricco di sabbia.

Per la metodologia di analisi dei dati ornitologici si rimanda a Casini et al. (1992) e Casini et al. (in stampa).

Nella Tabella 1 sono riassunti i principali risultati dell'analisi mensile della comunità ornitica attraverso il calcolo di indici e parametri descrittivi.

Per ogni Unità Ecologica sono state, inoltre, analizzate le fluttuazioni numeriche mensili e la composizione dei gruppi tassonomici più rappresentativi e la distribuzione spaziale delle specie significative. Si evidenzia che le aree con maggiore abbondanza includono le valli da pesca (*cluster* 8), mentre i valori più elevati di ricchezza si rilevano nelle zone più confinate (*cluster* 9), caratterizzate da maggior presenza di canneti.

Summary

Composition of waterbird community of Grado-Marano Lagoon on the basis of Ecological units

The results of 12 monthly censuses of waterbirds, carried out with constant effort in the Grado-Marano Lagoon (Friuli Venezia Giulia) in the period June 2006 - May 2007, are reported. The data originate from the integration of terrestrial and aerial censuses, that were carried out at spring high tides. 184 1x1 km squares, corresponding to the study area, were grouped into 9 Ecological Units through cluster analysis on the basis of qualitative and quantitative similarities of selected environmental factors (salinity, nitrogen, phosphorus, sediment granulometry, phanerogam prairies, macrozoobenthos). The structure of community has been analyzed on a monthly basis for each Unit, through the definition of community indexes and parameters. Besides monthly number fluctuations, most representative taxonomic groups composition and spatial distribution of most important species were studied.

BIBLIOGRAFIA

- Altobelli A., Hubina T., Sponza S. & Sisto A., 2008a. Effect of abiotic and biotic factors on the abundance of waterbirds in Grado-Marano Lagoon (Italy). Proceedings of SPIE, the International Society for Optical Engineering.
- Altobelli A., Hubina T., Sponza S. e Sisto A., 2008b. Effect of abiotic and biotic factors on the abundance of waterbird guilds in Grado-Marano Lagoon (Italy). In: 2° Congresso LaguNet "Biodiversità, gestione e conservazione degli Habitat di transizione". Tarquinia, 23-25 ottobre 2008.
- Casini L., Magnani A. & Serra L., 1992. Ciclo annuale della comunità degli uccelli acquatici nella Salina di Cervia. Ric. Biol. Selvaggina, 92: 1-54.
- Casini L., Facchin G & Serra L., in stampa. Composizione quali-quantitativa dell'avifauna acquatica di un ciclo annuale nel complesso di zone umide costiere del Friuli Venezia Giulia. Atti XV Convegno Italiano di Ornitologia, 14-18 ottobre 2009, Sabaudia (LT).
- Facchin G., Casini L., Florit F., Serra L., Sponza S., 2008. Censimenti degli uccelli acquatici nelle zone umide costiere del Friuli Venezia Giulia: aspetti metodologici e applicativi nell'ambito del progetto ANSER. In: Bon M., Bonato L., Scarton F. (a cura di). Atti 5° Convegno Faunisti Veneti. Legnaro, 12-13 maggio 2007. Boll. Mus. Civ. St. Nat. Venezia, suppl., 58 (2007): 15-22.
- Facchin G., Florit F., Hubina T., Frangiamone G., Fiesoli C., Bonazzi P., Casini L., Gellini S. & Serra L., in stampa. L'esperienza del progetto ANSER per il monitoraggio integrato degli uccelli acquatici in zone umide costiere: dall'integrazione alla rappresentazione dinamica dei risultati. Atti XV Convegno Italiano di Ornitologia, 14-18 ottobre 2009, Sabaudia (LT).
- Jax K., 2006. Ecological Units: definitions and application. The Quarterly Review of Biology, 81: 237-258.

WINTERING BIRD ASSEMBLAGE OF THE NATURAL RESERVE “SAGITTARIO GORGES”, CENTRAL APENNINES

YVAN BOURULLEC⁽¹⁾, MARIE PARACHOUT⁽¹⁾, AUGUSTO DE SANCTIS⁽²⁾
& MASSIMO PELLEGRINI⁽³⁾

⁽¹⁾ *Centro Fauna Rupestre dell'Appennino, Riserva naturale e Oasi WWF Gole del Sagittario*

⁽²⁾ *Istituto Abruzzese Aree Protette WWF – Via D'Annunzio, 68 – Pescara (a.desanctis@wwf.it)*

⁽³⁾ *Stazione Ornitologica Abruzzese, Museo De Leone – Oasi WWF Lago di Penne, PE*

The importance of protected areas for wintering birds has rarely been assessed in Central-Southern Italy. This study focuses on the birds wintering in the Natural Reserve and WWF Oasis of the Sagittario Gorges (Abruzzo region, Italy). This Reserve was established in 1997 and it is a Site of Community Importance (SCI). It protects 450 hectares and various habitat typologies between 500 and 1500 m. a.s.l. The points counts (n=62) and linear transect units (n=42) were positioned in different habitats of the reserve along paths and tracks. Each session at the point counts lasted 10 min. and the points were spaced every 400 m. All birds listened and observed in a radius of 100m were noticed. Each transect unit was 200 m long and it was laid between two successive points monitoring the area which was outside the radii of the two points. Censuses took place between 7:30 and 11:00 a.m. Each point and transect were repeated twice, once in January and once in February. During the field study, 45 species have been contacted (Tab. 1). Frequencies of the different species registered by the two methods were highly correlated (Spearman Rank Correlation Coefficient =0.75, n=45, p<0.001). The main parameters of the two methods were very similar (tab.2 and tab.3). The mean numbers of species contacted were very similar between points and transects (T-test, t=0.39, df=102, p=0.69). Also the number of species contacted in January and February during transects was similar (Paired T-test, t=0.10, df=41, p=0.92) while a slightly significant difference was registered for point counts (Paired T-test, t=2.33, df=61, p=0.02).

We also calculated the Shannon index (not using the total sum of individuals but considering the sum of contacts for each species) and the Equitability Index. Both were very similar between the two methods and between the two different months. Our data showed that the Natural Reserve “Sagittario Gorges” sheltered a high number of wintering birds, some of them being of conservation and bio-geographical importance such as the White-backed Woodpecker, the Red-billed Chough, the Rock Partridge, the Eurasian Treecreeper and the Dipper. The two methods seemed to be equivalent in efficiency to describe winter birds' assemblage and somewhat complementary to define the check-list of the species present in the area. Therefore, we suggest that in winter time, when most bird species show a secretive behaviour, using both methods could be a good conservative approach in those cases where it

Species	Point counts	Transects	Species	Point counts	Transects
<i>Aegithalos caudatus</i>	22,58	35,71	<i>Loxia curvirostra</i>	1,61	4,76
<i>Alauda arvensis</i>	8,06	7,14	<i>Motacilla alba</i>	1,61	0,00
<i>Alectoris graeca</i>	0,00	2,38	<i>Motacilla cinerea</i>	4,84	0,00
<i>Anthus spinoletta</i>	1,61	0,00	<i>Periparus ater</i>	3,23	4,76
<i>Carduelis carduelis</i>	14,52	7,14	<i>Cyanistes caeruleus</i>	66,13	80,95
<i>Carduelis chloris</i>	11,29	11,90	<i>Parus major</i>	66,13	54,76
<i>Certhia brachydactyla</i>	3,23	2,38	<i>Poecile palustris</i>	54,84	73,81
<i>Certhia familiaris</i>	1,61	0,00	<i>Passer italiae</i>	1,61	4,76
<i>Cinclus cinclus</i>	3,23	0,00	<i>Petronia petronia</i>	3,23	0,00
<i>Coccothraustes coccothraustes</i>	1,61	11,90	<i>Phoenicurus ochruros</i>	3,23	14,29
<i>Columba livia</i>	3,23	9,52	<i>Pica pica</i>	8,06	9,52
<i>Corvus corax</i>	0,00	0,00	<i>Picus viridis</i>	14,52	2,38
<i>Corvus corone cornix</i>	25,81	28,57	<i>Prunella modularis</i>	0,00	2,38
<i>Corvus monedula</i>	1,61	2,38	<i>Pyrrhocorax pyrrhocorax</i>	1,61	7,14
<i>Picoides leucotos</i>	1,61	4,76	<i>Pyrrhula pyrrhula</i>	9,68	4,76
<i>Dendrocopos major</i>	3,23	0,00	<i>Regulus regulus</i>	3,23	4,76
<i>Dendrocopos minor</i>	1,61	0,00	<i>Sitta europea</i>	19,35	28,57
<i>Emberiza cia</i>	4,84	11,90	<i>Tichodroma muraria</i>	0,00	2,38
<i>Emberiza cirrus</i>	1,61	0,00	<i>Troglodytes troglodytes</i>	24,19	23,81
<i>Emberiza citronella</i>	3,23	4,76	<i>Turdus merula</i>	54,84	69,05
<i>Erithacus rubecula</i>	20,97	21,43	<i>Turdus philomenos</i>	0,00	2,38
<i>Fringilla coelebs</i>	48,39	54,76	<i>Turdus viscivorus</i>	30,65	30,95
<i>Garrulus glandarius</i>	24,19	19,05			

Tab. 1. Frequency of the different species with the two methods

	N. of species	Mean number of species per sample unit in January	Mean number of species per sample unit in February	Mean number of species per sample unit - two months
Transects	39	4.33 ± 3.45	4.38 ± 2.90	7.05 ± 4.08
Points	41	3.82 ± 2.38	4.61 ± 2.36	6.77 ± 2.98

Tab. 2. Main results by the two methods

	Indexes values for the two methods	Shannon Index February	Shannon Index two months	Equitability value January	Equitability value February	Equitability value two months
Transects	1.21	1.25	1.270	0.538	0.518	0.479
Points	1.14	1.25	1.245	0.485	0.496	0.453

Tab. 3. Indexes values for the two methods.

might be very important to determine the list of bird species, especially in those areas that are relevant for their conservation purposes. However our study referred to data gathered from very different landscapes (e.g. cultivated land, forests, pastures, rocky areas) and it could be possible that some differences might arise between methods when focussing on a particular type of habitat.

Our data confirmed the importance of establishing a monitoring program for wintering birds in Central-Southern Italy which is a target area for North European populations of different species wintering in Southern Europe. Our methods are quite simple and reproducible year by year at a low cost. Maybe it could be also interesting to envisage the effects of global warming on the wintering birds' populations in the Central Apennines Mountain Chain.

Riassunto

I passeriformi svernanti nella Riserva naturale regionale ed Oasi WWF Gole del Sagittario, Appennino centrale

Gli uccelli svernanti nella Riserva naturale Gole del Sagittario sono stati monitorati con punti di ascolto di 100 metri di raggio (n. 62) e transetti (n. 42) da 200 metri ripetuti due volte a gennaio e febbraio 2009.

La riserva naturale delle Gole del Sagittario è vasta 450 ettari tra 500 e 1500 metri di quota. I punti d'ascolto distavano l'uno dall'altro 400 metri e sono durati 10 minuti. I transetti erano situati tra i punti d'ascolto. I rilievi sono avvenuti tra le 7:30 e le 11:00. La maggioranza dei punti è localizzata in aree aperte o prevalentemente aperte, in aree agricole oppure in aree con diverse tipologie boschive. Durante i punti d'ascolto sono state contattate 41 specie mentre durante i transetti 39 per un totale di 45 specie registrate. Il numero medio di specie per punto è risultata di 6,7 e per transetto di 7,05. La frequenza delle specie registrata con i due metodi è risultata correlata positivamente. Il numero medio di specie per punto e per transetto è risultata simile. I due metodi appaiono egualmente efficienti nel descrivere la comunità e complementari per definire la check-list delle specie presenti. Il sito oggetto dello studio, pur situandosi in un'area montana dell'Abruzzo ospita un elevato numero di specie molte delle quali di interesse conservazionistico.

PRIMI DATI SULLA PRESENZA DELLA STARNA *Perdix perdix* NEL PARCO NAZIONALE DEI MONTI SIBILLINI

ANDREA BRUSAFERRO ⁽¹⁾ & FRANCESCO RENZINI ⁽²⁾

*Università degli Studi di Camerino, Dipartimento di Biologia MCA – Via Gentile III da Varano, snc
62032 Camerino (MC) (andrea.brusaferro@unicam.it)
Corpo Forestale dello Stato, Stazione di Fiastra – 62010 Pollenza (MC)*

L'università di Camerino, in collaborazione con il Corpo Forestale dello Stato ha iniziato nel 2005 un programma di ricerca per conoscere la dislocazione e la consistenza delle brigate di starna presenti nel Parco Nazionale dei Monti Sibillini (PNMS). L'area di indagine scelta per iniziare il monitoraggio è quella di Castelluccio di Norcia (PG) e comprende, più precisamente, le aree di Pié di Vallone, Pié di Colle, Pié di Vettore e parte del Piano Grande. Per delimitare l'area di studio è stato utilizzato un reticolo geografico a maglia quadrata di 1km di lato su base UTM, per un totale di 15 quadranti. L'area, sostanzialmente pianeggiante, è caratterizzata da altitudini variabili tra i 1273 m e i 1587 m s.l.m., con un'altitudine media pari a 1333 m.

Le coperture di uso del suolo sono state tratte dalla Carta della Vegetazione del PNMS; le classi più abbondanti sono le praterie secondarie (53%), i campi coltivati (31%) e i campi abbandonati (9%). Come integrazione della cartografia esistente sono stati svolti dei sopralluoghi nel periodo compreso fra maggio e agosto; sono state misurate 31 variabili ambientali che descrivono il territorio attraverso il contributo in ettari delle diverse tipologie di seminativo, quantificano la complessità paesaggistica attraverso il calcolo della diversità ambientale (Shannon, 1948) e la misura dell'indice di frammentazione (Jaeger, 2000).

I metodi utilizzati per valutare la dimensione della popolazione di starna sono stati:

- censimento primaverile al canto con il metodo del *playback*;
- ascolto crepuscolare del canto territoriale;
- censimento autunnale delle brigate con l'ausilio dei cani da ferma;
- conteggio invernale su transetti percorsi in automobile.

Il censimento con il metodo del *playback* è stato condotto con una pista registrata col richiamo tipico della specie e riprodotta sul campo tramite registratore amplificato. Esso si è svolto nel periodo compreso fra maggio e giugno, nella fascia oraria 05.30 - 08.00. Nell'area di studio sono state individuate con il metodo casuale sistematico (Krebs, 1994) 53 stazioni di emissione ed ascolto (c.a. 3,5 staz./kmq) in cui sono stati effettuati almeno due rilievi in tempi diversi. Per ogni rilievo e per ciascuna stazione sono state effettuate 4 ripetizioni del richiamo registrato, della durata di 20 secondi ognuna, intervallate da 30 secondi di ascolto. Poiché le risposte al richiamo si sono avute intorno ad un massimo di 200 metri di distanza dal punto di emissione, si stima un reale osservato pari a 665 ha, cioè circa il 44% del territorio dell'area di stu-

dio. Ciascuna stazione è stata sottoposta ad almeno un ascolto serale per la verifica del metodo di *playback* utilizzato.

Il conteggio su striscia con cani da ferma, finalizzato a verificare l'effettiva riproduzione delle coppie e stimare la dimensione delle nuove brigate, è stato effettuato nel mese di ottobre e di novembre. Il metodo ha previsto l'utilizzo di cani da ferma condotti in modo tale da percorrere degli ipotetici "lacci" e coprire l'area in maniera omogenea. Allo scopo è stata realizzata una squadra composta da cinque operatori e tre cani da ferma che hanno percorso dei transetti lunghi circa 2-3 km annotando il numero e la posizione delle brigate avvistate. Per ciascun transetto sono stati svolti almeno due rilievi in tempi diversi.

Il conteggio invernale è stato svolto nei mesi di gennaio e febbraio; con l'arrivo delle prime gelate, infatti, più brigate possono unirsi in grandi gruppi invernali permettendo così un conteggio relativamente semplice della consistenza.

I censimenti primaverili hanno permesso di evidenziare la presenza di 9 maschi territoriali, dislocati lungo la fascia ecotonale, ricca di zone cespugliate, che delimita i campi coltivati da quelli abbandonati; complessivamente, tenendo conto dell'estensione dell'area di studio, si stima una densità pre-riproduttiva pari a 0,7 coppie/kmq, con un valore medio di 1,3 coppie/kmq. I successivi campionamenti autunnali hanno individuato 6 brigate, situate nei medesimi settori dove si era riscontrato la presenza dei maschi territoriali. Le brigate osservate sono costituite da un numero di individui che varia da un minimo di 6 ad un massimo di 10, con un valore medio di 7,8 individui per brigata, il che corrisponde ad un totale di 57 individui. Questi dati indicherebbero la presenza di un buon potenziale riproduttivo, valutabile intorno al 67%, valore sostanzialmente simile ai successi riproduttivi stimati da altri autori nelle zone collinari (68%) e di pianura (70%) con variazioni che vanno al 53% al 97% (Meriggi e Beani, 1998). I conteggi invernali hanno individuato una zona di svernamento e di pastura in un'area ristretta, poco innevata, localizzata principalmente sotto il paese di Castelluccio e più precisamente in località Pié di Colle. La consistenza minima delle starni svernanti è stata stimata in 48 individui suddivisi in 6 brigate, il cui numero di individui varia tra un minimo di 5 ad un massimo di 14 con una media di 8 individui per brigata.

I dati faunistici raccolti sono stati aggregati in classi di abbondanza ottenendo dei raggruppamenti omogenei contenenti le zone campione analizzate. Le classi di abbondanza sono state sottoposte all'analisi della varianza e all'analisi discriminante per valutare se i valori medi delle variabili ambientali nei settori con presenza di maschi territoriali differiscono in maniera significativa dalle zone che ne sono prive; l'analisi statistica indica che le variabili particolarmente significative nel determinare positivamente la presenza dei maschi territoriali sono l'estensione delle praterie cespugliate ($F=22,275$; $p<0,0001$), dei pascoli ($F=39,237$; $p<0,0001$) e degli incolti ($F=34,460$; $p<0,0001$); determinanti per l'abbondanza dei maschi territoriali sono invece la frammentazione delle praterie cespugliate ($F=11,225$; $p<0,01$), la frammentazione dei pascoli ($F=10,283$; $p<0,01$), l'indice di diversità dei cereali

($F=6,737$; $p<0,05$) e l'indice di frammentazione del paesaggio ($F=5,541$; $p<0,05$). L'analisi statistica ha fornito delle indicazioni utili per la gestione della starna. Infatti, anche se l'area di studio non è rappresentativa del PNMS, è stato possibile sviluppare un primo modello di idoneità ambientale che ha permesso di individuare altri settori particolarmente idonei alla presenza della starna. In queste zone sono in corso censimenti per verificarne la presenza e implementare il modello di idoneità ambientale. La popolazione di Castelluccio, infatti, per le caratteristiche che la determinano costituisce una ricchezza di elevato valore conservazionistico e solo conoscendo il suo grado di isolamento geografico potranno essere sviluppati corretti piani di gestione per le popolazioni presenti.

Ringraziamenti. Si ringrazia per la collaborazione l'Ente Parco, il personale del Corpo Forestale afferente al Coordinamento Territoriale Ambientale di Visso, il dott. Simone Alemanno e il dott. Marco Bonanni.

Summary

Preliminary data on the presence of the Grey Partridge *Perdix perdix* in the Sibillini National Park

The University of Camerino in collaboration with the State Forestry began in the 2005 an investigation to know the distribution and the population density of the Grey Partridge in the highland of Castelluccio di Norcia (Sibillini National Park). The results show a population with a good reproductive fitness; this population has a high conservational value because of its geographical isolation, which make it vulnerable to genetic drift.

BIBLIOGRAFIA

- Jaeger J.A.G., 2000. Landscape division, splitting index and effective mesh size: new measures of landscape fragmentation. *Landscape Ecology*, 15: 115-130.
- Krebs C.J., 1994. *Ecological methodology*. Addison Wesley Longman, Inc.
- Meriggi A. & Beani L., 1998. Starna. In: Simonetta A.M. & Dessì-Fulgheri (Eds), *Principi e tecniche di gestione faunistico venatoria*. Greentime: 135-149.
- Shannon W., 1948. A mathematical theory of communication. *Bell System Tech.*, 27: 379-423.

CICLO ANNUALE DELLA COMUNITÀ DI UCCELLI ACQUATICI NELLA SALINA DI MARGHERITA DI SAVOIA

MICHELE BUX⁽¹⁾, VINCENZO RIZZI⁽¹⁾, GIUSEPPE PAVONE⁽¹⁾, MICHELE QUARANTA⁽²⁾,
MATTEO CALDARELLA⁽¹⁾ & FILIPPO SILVESTRI⁽¹⁾

⁽¹⁾ *Centro Studi Naturalistici - Onlus – Via Vittime Civili, 64 – 71100 Foggia
(buxmichele@hotmail.com)*

⁽²⁾ *L’Airone Trinitapoli - Onlus – Via Mulini 15 – Trinitapoli (FG)*

L’importanza delle saline quale habitat per gli uccelli acquatici è stata evidenziata da numerosi ricercatori, nonostante l’elevato grado di semplicità strutturale e le estreme condizioni ambientali che le caratterizzano.

La Salina di Margherita di Savoia (SMS) rappresenta un ambiente di grande importanza per la riproduzione e lo svernamento degli uccelli acquatici (Frugis e Frugis 1963, Di Carlo 1966, Semprini 1972, Allavena e Mataresse 1978, Boldreghini et al., 1989, Tinarelli et al., 1995, Zenatello et al., 1995) e la sua rilevanza conservazionistica è stata da tempo riconosciuta attraverso l’istituzione dal 1979 di una Riserva Naturale dello Stato, la sua inclusione tra le zone umide Ramsar e nella Rete Natura 2000 quale SIC/ZPS. Il presente lavoro si propone di descrivere la struttura della comunità di uccelli acquatici nella SMS e di analizzare i principali fenomeni di degrado.

La SMS è sita sulla fascia costiera del Tavoliere di Foggia (41°22’53” N, 16°05’52” E) ed è la più grande salina d’Italia estesa su di una superficie di 3871 ha. Al fine di stabilire il ruolo della salina per gli uccelli acquatici nei diversi mesi dell’anno sono stati condotti censimenti regolari ogni 15 giorni nel periodo febbraio 2004 - agosto 2005. Sono state censite le sole specie di uccelli acquatici (Rose & Scott 1994), intesi come gruppo polifiletico di specie strettamente legate alle zone umide. A queste sono state aggiunte le specie appartenenti alle famiglie degli Accipritiformi e dei Falconiformi in ragione della loro importanza conservazionistica.

Sono state censite 85 specie, di cui 75 di uccelli acquatici e 11 rapaci. In totale sono stati contati 149.706 ind. Le specie più abbondanti sono state il Fenicottero con un massimo di 6418 ind., il Piovanello comune con 5185 ind., il Piovanello pancianera con 3720 ind., il Gabbiano reale mediterraneo con 2696 ind., il Fischione con 2533 ind., l’Avocetta con 2028 ind., la Volpoca con 1348 ind., il Gabbiano roseo con 1080 ind. e il Gamberchio con 1070 ind. Le restanti specie hanno evidenziato numerosità massima inferiore ai 1000 individui e tra queste spiccano il Gabbiano corallino con 812 ind. il Fraticello con 709 ind. e la Pettegola con 626 ind.

Le specie di uccelli acquatici nidificanti (Tab. 1) sono state: Fenicottero, Volpoca, Cavaliere d’Italia, Avocetta, Fratino, Pettegola, Fraticello, Sterna zampenere, Bec-capesci, Gabbiano roseo, Gabbiano reale mediterraneo e Gabbiano corallino. Non

specie	anno			
	2004		2005	
Fenicottero	270	S	300	S
Volpoca	2	C	6	C
Avocetta	400-500	S	470	C
Cavaliere d'Italia	64	C	91	C
Fratino	30-40	S	58	C
Pettegola	1	C	2	C
Gabbiano roseo	513	C	633	C
Gabbiano reale mediterraneo	15	C	108	C
Gabbiano corallino	1	C	18	C
Beccapesci	4	C	2	C
Fratricello	100-150	S	460	S
Sterna zampenere	80-100	S	105	C

Tab. 1. Numero di coppie censite (C) o stimate (S) delle specie di uccelli acquatici nidificanti nella Salina di Margherita di Savoia negli anni 2004 e 2005.

sono state osservate nidificazioni di sterna comune e di gabbiano comune rilevate irregolarmente negli anni precedenti.

L'area è risultata estremamente importante per la comunità di uccelli acquatici in tutte le fasi del ciclo annuale con un'elevato tasso di avvicendamento delle diverse componenti all'interno della comunità ornitica. La SMS si confermano quale sito di importanza internazionale per fenicottero, volpoca, fischione, avocetta e gabbiano reale mediterraneo.

Lo studio ha evidenziato come la gestione del livello idrico dei bacini sino ad oggi attuata, finalizzata alle sole esigenze di produzione del sale, compromette spesso pesantemente la qualità e il ruolo della salina come sito di riproduzione, di sosta e svernamento per gli uccelli acquatici. Improvvisi innalzamenti del livello dei bacini durante il periodo riproduttivo determinano l'allagamento dei siti di nidificazione; improvvisi abbassamenti li espongono alla predazione di mammiferi terrestri; lo svuotamento tardivo dei bacini in primavera determina la deposizione delle uova sui fondali e la loro successiva sommersione a seguito dell'allagamento delle vasche; il rifacimento di argini in primavera determina la distruzione dei siti attivi di riproduzione. Al di fuori del periodo riproduttivo, livelli di acqua troppo elevati o prosciugamenti molto estesi rendono l'habitat inidoneo agli uccelli.

Summary

Annual cycle of the waterbird community at Margherita di Savoia salt-pans

Regular biweekly counts of waterbirds were carried out between february 2004 and august 2005 at Margherita di Savoia salt-pans (SE Italy). 85 species were recorded, with total abundance was of 149,706 individuals.

BIBLIOGRAFIA

- Allavena S. e Matarrese A., 1978. L'avifauna delle zone umide pugliesi, dalla foce del Candelaro alle Saline di Margherita di Savoia. Riv. ital. Orn., 48: 185-214.
- Boldreghini P., Montanari F. L. e Tinarelli R. 1989. Nidificazione di Gabbiano roseo, *Larus genei*, e di sterna comune, *Sterna hirundo*, nella Salina di Margherita di Savoia (Puglia). Riv. ital. Orn., 59 (3-4): 201-204.
- Cambi D., 1982. Ricerche ornitologiche in provincia di Foggia (zone umide e Gargano) dal 1964 al 1981. Riv. ital. Orn. 52: 137-153.
- Di Carlo E. A., 1964-'65-'66. Viaggi a scopo ornitologico nella Puglia. Parte I - II - III. Riv. ital. Orn. 34: 35-36.
- Frugis S., Frugis D., 1963. Le paludi pugliesi a sud del Gargano (osservazioni ornitologiche). Riv. ital. Orn. 33: 79-123.
- Semprini A. 1972. Osservazioni ornitologiche primaverili in provincia di Foggia. Riv. ital. Orn., 42: 263-276.
- Sigismondi A. e Tedesco N. 1990. Natura in Puglia. Mario Adda Editore., Bari.
- Rose P. M. & Scott D. A. 1994. Waterfowl population estimates. IWRB Publ., N° 29, Slimbridge.
- Tinarelli R., Serra L. e Magnani A. 1995. Nuovi dati sugli uccelli nidificanti nella Salina di Margherita di Savoia (Foggia). Suppl. Biol. Selvaggina, XXII: 713-716.
- Zenatello M., Serra L., Magnani A. e Albanese G. 1995. Salina di Margherita di Savoia: situazione Caradriformi nidificanti 1994. Riv. ital. Orn., 64(2): 183.

**SOME DATA ON THE DIET OF
THE RED-BILLED CHOUGH *Pyrrhocorax pyrrhocorax*
IN THE WWF RESERVE OF THE SAGITTARIO GORGES
(ABRUZZO, CENTRAL APENNINES)**

RICCARDO CALDONI ⁽¹⁾ & AUGUSTO DE SANCTIS ⁽²⁾

⁽¹⁾ *Stazione Ornitologica Abruzzese, C/o Museo De Leone – C.da Collalto, Riserva Lago di Penne, Penne (PE)*

⁽²⁾ *IAAP-WWF, Centro Fauna Rupestre dell'Appennino, Riserva naturale regionale Gole del Sagittario – Anversa degli Abruzzi (AQ) (a.desanctis@wwf.it)*

The Red-billed Chough is strictly protected under the EU “Birds Directive” 409/79/CEE but in the Mediterranean area the diet of the species was studied only in Spain (Soler e Soler, 1993; Soler et al., 1993, Blanco et al., 1994) and only in the Alps of Italy (Laiolo e Rolando, 1999).

In the same years a comprehensive study on the species was conducted in the WWF Oasis of the Sagittario Gorges but, to date, some of these data have remained unpublished.

The Sagittario Gorges are consisting of a deep valley which separates the Genzana Massif (2.176 m) from the Terratta Mountains (2.151 m) for about 12 km from North to South. The bottom of the gorges ranges between 600 and 1000 m and the cliffs can exceed a height of 500 m. Beechwoods and large areas with herbaceous vegetation cover the steep slopes. Beyond the end and on the bottom of the gorges there are a few zones of traditional cultivation (olive tree groves, cereals and fodder). Above the trees- limit there are dry grasslands.

Seventy-four pellets were collected in October 1995 at the bottom of a big cave normally used as a roosting site all year long by a flock of 70-120 Choughs. Three months earlier a net had been laid down on the ground so the pellets should refer to the late summer - early autumn period, but we don't not know if the pellets fell directly into the net or if the pellets have been rolling for a period along the cliff before falling into the net. The pellets were melted with water before filtration with paper. Remains were dried and analysed under a ZEISS 8-64x binocular with standard material references for fragment recognition. Other information are available in a MSc Thesis (Caldoni 1996).

Results are reported in Tab. 1 for insects, Tab. 2 for other animal taxa and in Tab. 3 for plants. Moreover in the 62,2% of the pellets we found small grit.

The diet of the species in our study area resembled that of the other sites, thus confirming the importance of some prey categories such as coprophagous *Coleoptera*, *Geotrupidae*, *Scarabeidae* and lepidopteran larvae.

Orthoptera	57.8
Coleoptera	77.5
Curculionidae	40.1
Scarabeidae	25.0
gen. <i>Scarabaeus</i>	15.5
<i>Scarabaeus laticollis</i>	11.3
gen. <i>Copris</i>	1.4
<i>Copris lunaris</i>	1.4
gen. <i>Onthopagus</i>	12.7
<i>Onthopagus verticicornis</i>	2.8
<i>Onthopagus grossepunctatus</i>	2.8
Geotrupidae	12.7
Histeridae	7.0
Dynastidae	2.8
<i>Pentodon bidens</i>	2.8
Cicindelidae	1.4
Silphidae	1.4
Cetoniidae	1.4
Cerambycidae	1.4
Lepidoptera (larvae)	49.0
Hymenoptera	18.0
Formicidae	15.5
gen. <i>Messor</i>	8.5
gen. <i>Tetramorium</i>	2.8
gen. <i>Lasius</i>	2.8
gen. <i>Camponotus</i>	1.4
Dermaptera	12.7
Forficulidae	11.3
<i>Forficula auricularia</i>	7.0
<i>Pseudocheilidura orsinii</i>	4.2
Hemiptera	11.0

Tab. 1. Insect taxa in the 74 pellets expressed in presence percentage.

Diplopoda	14.1
Chilopoda	1.4
Gastropoda	7.0

Tab. 2. Other animal taxa in the 74 pellets expressed in presence percentage.

fam. Gramineae	98.6
fam. Umbelliferae	37.8
<i>Bifora testiculata</i>	37.8
fam. Rosaceae	13.5
<i>Sanguisorba minor</i>	1.4
other	12.2
fam. Oleaceae	5.4
<i>Olea europaea</i>	5.4
fam. Rhamnaceae	1.4
<i>Rhamnus alpinus</i>	1.4

Tab. 3. Plant taxa in the 74 pellets expressed in presence percentage.

Other very important taxa as *Curculionidae* and *Orthoptera* have been observed less frequently before in the diet of this species and in such a high quantity. Some of the taxa, such as *Forficulidae* and *Formicidae*, are linked to the typical foraging behaviour of this species consisting in turning small rocks over the grassland. Regarding plant material, it emerged the role of *Graminaea* species.

The diet of the Chough resulted quite different compared to that of the Rock Partridge studied in the same area, due to the lack of coprophagous coleopteran and *Curculionidae* in the latter species (De Sanctis et al., 2000).

Riassunto

Alcuni dati sulla dieta del Gracchio corallino *Pyrrhocorax pyrrhocorax* nella Riserva WWF “Gole del Sagittario” (Abruzzo)

La dieta del Gracchio corallino è stata studiata nella Riserva naturale Oasi WWF “Gole del Sagittario” in Abruzzo tramite l’esame di settantaquattro borre raccolte in autunno presso un dormitorio. L’ordine Coleoptera è stata trovata nel 77,5% delle borre (*Curculionidae*, 40,1%, e *Scarabeidae*, 25%, i taxa più rappresentati), seguito *Orthoptera* (57,8%) e *Lepidoptera* (49%), oltre a *Dermaptera* (12,7%), *Emiptera* (11%) e *Hymenoptera* (18%). Altre classi presenti sono *Gastropoda* (7%), *Chilopoda* (1,4%) e *Diplopoda* (14,1%). Una frazione vegetale era presente in tutte le borre, con la famiglia *Gramineae* presente nel 98,6% dei casi. Altre famiglie rappresentate sono le *Umbelliferae* (37,8%, tutti semi di *Bifora testiculata*), *Rosaceae* (13,5%), *Oleaceae* (5,4%, tutti semi di *Olea europaea*) e *Rhamnaceae* (1,4%). Nel 62,2% dei casi sono stati trovati piccoli sassi. Questa ricerca conferma la sua complessità anche in un’area appenninica con ambiente fortemente eterogeneo. La dominanza di semi di Graminaea e le alte percentuali di presenza di specie coprofaghe connesse agli animali domestici confermano l’importanza dei pascoli appenninici.

REFERENCES

- Blanco G., J. A. Fargallo and J. A. Cuevas. 1994. Consumption Rates of Olives by Choughs in Central Spain: Variations and Importance. *J. Field Orn.* 65 (4) 482-489. Caldoni R. 1996. Diet and behaviour in the Red-billed Chough *Pyrrhocorax pyrrhocorax*. Msc thesis, La Sapienza University, Rome. (in Italian).
- De Sanctis A., Pellegrini Ms, Biondi M., Manzi A. & Massa B. - 2000 - The Autumnal Diet of the Rock Partridge in Central Italy. *Avocetta*, Vol. 24, N.2, 101-106.
- Laiolo P. and Rolando A. 1999. The diet of the Chough (*Pyrrhocorax pyrrhocorax*) and the Alpine Chough (*P. graculus*) in the Alps: seasonality, resource partitioning and population density. *Revue d’Ecologie (Terre et Vie)* 54: 133-147.
- Soler, J.J., Soler, M. and Martínez, J.G., 1993. Grit ingestion and cereal consumption in five corvid species. *Ardea* 81, pp. 143-149.
- Soler and Soler, 1994. J.J. Soler and M. Soler 1994. Diet of the red-billed chough *Pyrrhocorax pyrrhocorax* in south-east Spain. *Bird Study* 40: 216-222.

OSPITI E PREFERENZE DEL CUCULO COMUNE *Cuculus canorus* IN ITALIA

DANIELA CAMPOBELLO & SPENCER G. SEALY

Dept. of Biological Sciences, University of Manitoba – Winnipeg, MB – Canada (danielacampobello@hotmail.com)

Il Cuculo comune è un parassita di covata obbligatorio che produce un azzeramento del successo riproduttivo dei suoi ospiti in quanto il suo nidiaceo espelle uova o pulli dei suoi genitori adottivi dal nido. A fronte di esaustive liste di ospiti preferiti in Nord-Est Europa (Davies, 2000), esiste una lacuna relativa al grado di specializzazione di questo parassita nidificante nelle aree mediterranee.

Per potere determinare la frequenza di parassitismo (numero di nidi parassitati/totale di nidi catalogati) di ogni potenziale ospite di Cuculo in Italia, abbiamo consultato le fonti bibliografiche 1900-2003 (Brichetti, 2005), le schede nido 2000-2004 (Zenatello, 2004) e ricevuto segnalazioni da 13 naturalisti.

Dai record analizzati, il Cuculo sembra specializzato nel parassitare una particolare specie all'interno di ogni habitat (Tab. 1, Figg. 1 e 2). Considerando che la specializzazione viene intesa quando la percentuale di risorsa utilizzata è molto maggiore di quella disponibile nell'ambiente (Stephens & Krebs, 1986).

Come in ricerche simili condotte in Europa (Davies, 2000), anche in questo studio il numero di nidi disponibili per il Cuculo è rappresentato dal numero totale dei nidi individuati da letteratura, schede nido e naturalisti.

Specie ospite	% nidi parassitati	Totale nidi catalogati
Cannareccione <i>Acrocephalus arundinaceus</i>	26,7	1.416
Lù verde <i>Phylloscopus sibilatrix</i>	25,0	4
Pettiroso <i>Erithacus rubecula</i>	22,7	150
Passera scopaiola <i>Prunella modularis</i>	20,0	35
Cannaiola verdognola <i>Acrocephalus palustris</i>	19,1	131
Codiroso <i>Phoenicurus phoenicurus</i>	16,0	331
Bigia padovana <i>Sylvia nisoria</i>	15,8	38
Tottavilla <i>Lullula arborea</i>	15,6	32
Bigia grossa <i>Sylvia hortensis</i>	13,2	38
Magnanina sarda <i>Sylvia sarda</i>	11,1	27
Altre 34 specie	2,7	6.692
Totale		8.894

Tab. 1. Prime 10 specie più parassitate in Italia dal Cuculo comune.

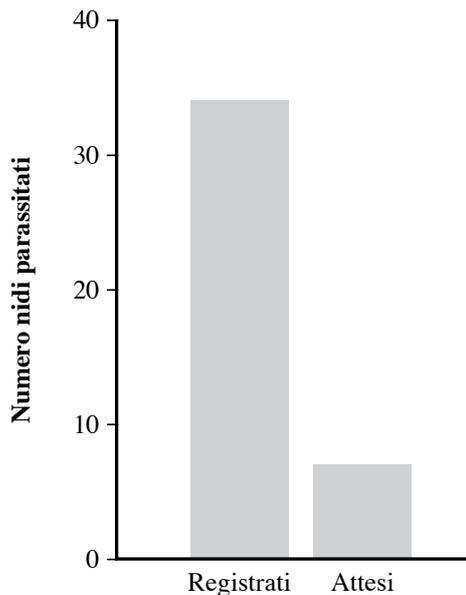


Fig. 1. Il Pettirosso ha registrato una frequenza di parassitismo quasi 5 volte più alta rispetto a quella attesa ($\chi^2 = 134$, $df = 7$, $p < 0,001$). La stessa proporzione tra nidi parassitati catalogati e attesi è risultata per il Codirosso ($\chi^2 = 238$, $df = 14$, $p < 0,001$).

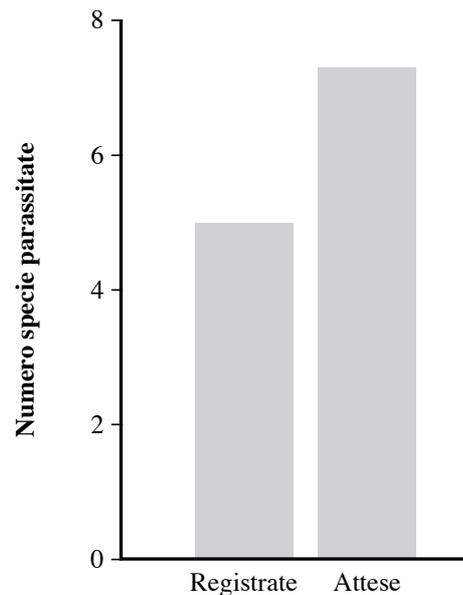


Fig. 2. Tra gli habitat considerati, nelle zone umide, per esempio, il numero delle specie parassitate è risultato di quasi un terzo inferiore rispetto a quello atteso ($\chi^2 = 12.7$, $df = 5$, $p = 0,026$), indicando una preferenza per la specie più parassitata in quel habitat, il Cannareccione (Campobello & Sealy, 2009).

Ma il numero dei nidi catalogati è un dato che rispecchia la reale densità delle coppie nidificanti e quindi la reale disponibilità di nidi che il Cuculo ha a disposizione per parassitare?

Per potere definire il Cuculo un parassita specialista sarebbe auspicabile verificare che il totale di nidi individuati attraverso ricerche bibliografiche rispecchi la reale densità delle popolazioni nidificanti. Censimenti sistematicamente condotti su intere comunità potrebbero servire a definire se ed in che misura il Cuculo favorisce parassitare solo alcune specie (Stokke et al., 2007) e da questo avanzare e verificare lo stadio del processo co-evolutivo operante (Davies, 2000) tra questo parassita e le popolazioni ospiti nidificanti in Italia.

Ringraziamenti. Ringraziamo C. Bertarelli, P. Bricchetti, P. Galeotti, C. Giannella, M. Lo Valvo, R. Rabacchi, D. Rubolini, G. Sarà e M. Zenatello per avere notevolmente facilitato la nostra ricerca bibliografica. Ringraziamo inoltre L. Andena, A. Belosi, L. Bonetti, M. Caffi, A. Cazzaniga, C. Dicapi, G. Fracasso, N. Grattini, C. Mancuso, L. Mostini, A. Pazzuconi, A. Quaglierini, E. Viganò e dozzine di altri naturalisti senza le cui osservazioni non avremmo potuto completare il presente studio. Questa ricerca è stata finanziata da NSERC Canada a SGS e dalla University of Manitoba a DC.

Summary

Hosts and preferences of the Common cuckoo *Cuculus canorus* in Italy

Aim of this study was to identify the species parasitized by the Common Cuckoo *Cuculus canorus*, an obligate avian brood parasite, in Italy and determine the frequency of parasitism of each species in the main habitats composing the peninsula. We reviewed literature sources in the period 1900-2003, nest records and observations from expert naturalists and quantified the frequency of parasitism as the ratio between the number of nest parasitized and the total recorded. For some host species, such as the European Robin *Erithacus rubecula* and Redstart *Phoenicurus phoenicurus* the frequency of parasitism resulted higher than that expected by chance, indicating a preference of cuckoo for particular species. In wetlands the number of the species parasitized was significantly lower than that expected, indicating a cuckoo preference for the species most parasitized, the Great Reed Warblers *Acrocephalus arundinaceus*. Future research should verify whether the number of nest reviewed mirrors the real species abundance to avoid misinterpretation in the degree of specialization of the cuckoo.

BIBLIOGRAFIA

- Brichetti P., 2005. BDO 2000. Banca Dati Ornitologica. Edizione elettronica 1900-2003.
- Campobello D. & Sealy S. G., 2009. Avian brood parasitism in a Mediterranean region: hosts and habitat preferences of Common Cuckoos *Cuculus canorus*. Bird Study. doi: 10.1080/00063650903013221.
- Davies N. B., 2000. Cuckoos, Cowbirds and Other Cheats. T & AD Poyser, London, UK.
- Stephens D. W. & Krebs J. R., 1986. Foraging Theory. Princeton University Press, Princeton, NJ.
- Stokke B. G., Hafstad I., Rudolfsen G., Bargain B., Beier J., Campø D. B., Dyrce A., Honza M., Leisler B., Pap P. L., P. R., Prochøzka P. Shulze-Hagen K., Thomas R., Moksnes A., Møller A., Røskaft E., & Soler M., 2007. Host density predicts presence of Cuckoo parasitism in Reed Warblers. Oikos, 116: 913-922.
- Zenatello M. (ed), 2004. Ab ovo, Indagine sui nidi degli uccelli italiani. Istituto Nazionale per la Fauna Selvatica Research Report no. 4. INFS, Ozzano Emilia.

COMPOSIZIONE QUALI-QUANTITATIVA DELL'AVIFAUNA ACQUATICA DI UN CICLO ANNUALE NEL COMPLESSO DI ZONE UMIDE COSTIERE DEL FRIULI VENEZIA GIULIA

LINO CASINI⁽¹⁾, GABRIELE FACCHIN⁽²⁾ & LORENZO SERRA⁽³⁾

⁽¹⁾ ST.E.R.N.A. c/o Museo Ornitologico – Via Pedriali, 12 - 47100 Forlì (lino.casini@alice.it)

⁽²⁾ Regione Autonoma Friuli Venezia Giulia, Ufficio Studi Faunistici – Via Sabbadini, 31 – 33100 Udine

⁽³⁾ Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale – Via Cà Fornacetta, 9
40064 Ozzano dell'Emilia (BO)

Nell'ambito del progetto Interreg ANSER (*Lead Partner*: Regione Autonoma Friuli Venezia Giulia) è stato realizzato, tra giugno 2006 e maggio 2008, un programma di monitoraggio a sforzo costante degli uccelli acquatici in alcuni complessi di zone umide costiere in Italia, Croazia e Albania. Nel presente lavoro sono illustrati i risultati di 24 censimenti bimensili condotti nelle zone umide costiere del Friuli Venezia Giulia nel periodo giugno 2006 - maggio 2007 (primo ciclo annuale).

I dati analizzati provengono dall'integrazione di conteggi terrestri e aerei. L'area di studio, in Italia, è costituita da 39 zone umide costiere comprese tra le foci dei fiumi Timavo e Tagliamento.

Per la metodologia di censimento adottata e per la successiva integrazione dei dati si rimanda a Facchin et al. (2008) e Facchin et al. (2009).

La struttura della comunità di uccelli acquatici dell'intera area di studio, definita sulla base temporale di un mese, è stata analizzata tenendo conto, per ciascuna specie, del valore più elevato tra i due conteggi mensili disponibili. La comunità è stata descritta con i medesimi indici e parametri descrittivi utilizzati da Casini et al. (1992). Sono descritte le fluttuazioni numeriche mensili e la composizione dei gruppi tassonomici maggiormente rappresentati.

Nel corso della ricerca, la ricchezza specifica mensile (r) è oscillata tra 52 (dicembre) e 71 (aprile) (Tab. 1) con un valore annuale complessivo di 98 specie.

La curva della ricchezza mostra un andamento con due picchi nei mesi di settembre e aprile ed una flessione nel mese di dicembre. Si tratta in ogni caso di valori molto elevati in ogni mese del ciclo annuale. I valori più alti si riscontrano nei mesi centrali della migrazione quando alle specie stanziali si uniscono le specie migratrici.

La Tab. 2 mostra l'abbondanza mensile dei raggruppamenti tassonomici più rappresentativi. L'abbondanza complessiva della comunità di uccelli acquatici delle lagune del Friuli Venezia Giulia mostra una evidente stagionalità. Abbondanze contenute dovute alla presenza di specie stanziali o estive e nidificanti, sono presenti nei mesi della stagione riproduttiva (da aprile a luglio). Fuori da questo periodo il popolamento mostra una evidente crescita nei periodi di settembre-novembre e gennaio-febbraio. Il periodo di massima abbondanza va da ottobre a febbraio. In periodo riprodutti-

Indici	Giu06	Lug06	Ago06	Set06	Ott06	Nov06	Dic06	Gen07	Feb07	Mar07	Apr07	Mag07
S	60	66	65	69	61	61	52	59	66	59	71	59
H'	2.17	2.26	2.64	2.58	2.54	2.47	2.31	2.23	2.26	2.36	2.27	2.13
H' max	4.09	4.19	4.17	4.23	4.11	4.11	3.95	4.08	4.19	4.08	4.26	4.08
J'	0.53	0.54	0.63	0.61	0.62	0.60	0.58	0.55	0.54	0.58	0.53	0.52
Nd	2.00	4.00	4.00	5.00	5.00	4.00	4.00	5.00	5.00	3.00	3.00	4.00
Nsd	8.00	6.00	6.00	5.00	4.00	5.00	4.00	2.00	4.00	5.00	4.00	2.00
Id	0.60	0.58	0.39	0.42	0.38	0.46	0.46	0.51	0.51	0.53	0.61	0.65

Tab. 1. Andamento mensile dei parametri descrittivi della comunità. S = ricchezza mensile, H' = Diversità di Shannon, J' = equiripartizione di Pielou, Nd = numero di specie dominanti, Nsd = numero di specie subdominanti, Id = indice di dominanza

Taxa	Giu06	Lug06	Ago06	Set06	Ott06	Nov06	Dic06	Gen07	Feb07	Mar07	Apr07	Mag07
Anatidi	3016	2549	8718	18169	32240	41668	43789	56721	47807	5381	4945	1835
Ardeidi	889	903	1124	1444	1570	1683	1174	1301	1361	816	917	889
Falacrocoracidi	245	443	1201	1179	1221	1374	978	697	635	432	505	100
Laridi	7193	12964	11340	12908	10084	8884	5147	12204	9711	6410	7072	4794
Limicoli	1865	3862	6957	20135	23440	33869	16998	25632	24705	19163	20992	6523
Podicipedi	127	268	593	1363	2093	3203	1857	2219	1653	1558	998	109
Rallidi	402	498	794	2682	7084	13110	14033	14942	16388	6114	1055	339
Sternidi	388	728	602	401	118	62	28	17	8	5	134	263

Tab. 2. Valori di abbondanza assoluta mensile dei principali gruppi tassonomici di uccelli acquatici durante il ciclo annuale.

vo la comunità è formata, in ordine di abbondanza, principalmente da Limicoli, Laridi, Anatidi, Rallidi e Ardeidi. In novembre, secondo mese per abbondanza di uccelli, la comunità è composta, sempre in ordine di abbondanza, da Anatidi, Limicoli, Rallidi e Laridi. Dopo la leggera flessione numerica di dicembre, in gennaio la comunità è composta dai medesimi gruppi che aumentano numericamente mantenendo le proporzioni di composizione qualitativa. In questo mese sono stati censiti 56.721 Anatidi, 25.632 Limicoli, 14.942 Rallidi e 12.204 Laridi.

L'abbondanza complessiva della comunità annuale è stata di 697.351 individui ed è oscillata da un valore minimo in giugno (13.971 individui) ad un valore massimo in gennaio (113.896 individui). Considerando le abbondanze del popolamento annuale, la comunità risulta composta da 98 specie.

Le specie dominanti sono, in ordine di abbondanza decrescente: Piovanello pancianera, Fischione, Folaga e Germano reale.

Le specie subdominanti sono: Gabbiano comune, Alzavola, Chiurlo maggiore, Pivieressa e Gabbiano reale.

Nella comunità di gennaio, composta da 52 specie, sono risultate presenti 3 specie

dominanti (Fischione, Piovanello pancianera e Germano reale) e 2 sub-dominanti (Alzavola e Gabbiano comune).

La comunità considerata nel suo complesso mostra valori molto elevati di ricchezza e diversità in quasi tutti i mesi del ciclo annuale. La curva della diversità H' da gennaio a luglio si mantiene su valori elevati ma simili (2,1-2,2) con l'eccezione del mese di marzo dove appare leggermente più elevata (2,36). Ad agosto, epoca post-riproduttiva e di inizio del transito migratorio, la diversità cresce piuttosto decisamente fino al valore massimo (2,64). Nei mesi successivi vi è un moderato calo fino a gennaio.

Ringraziamenti. Per la raccolta dei dati si ringraziano in particolare: E. Benussi, S. Candotto, L. Felcher, C. Guzzon, K. Kravos, A. Rocco, P. Tout, P. Utmar, G. Vicario, I. Zanutto, T. Zorzenon.

Summary

Waterbird community composition during an annual cycle in the coastal wetlands of Friuli Venezia Giulia (NE Italy)

The results of 24 bimonthly censuses of waterbirds, carried out with constant effort in the coastal wetlands of Friuli Venezia Giulia in the period June 2006 - May 2007, are reported. The data originate from the integration of terrestrial and aerial censuses, that were carried out at spring high tides. The structure of community has been analyzed on a monthly basis, through the definition of community indexes and parameters. Monthly numerical fluctuations and species composition of most represented *taxa* in the study area are described. The yearly community was composed by 98 species and Dunlin, Wigeon, Coot and Mallard were the dominant ones. General abundance was low from April to July (minimum in June = 13.971 individuals) and high from October to February (maximum in January = 113.896 individuals). Richness (S) and Diversity (H') values were very high in any month of the annual cycle, but especially in the central periods of spring and autumn migrations.

BIBLIOGRAFIA

- Casini L., Magnani A. & Serra L., 1992. Ciclo annuale della comunità degli uccelli acquatici nella Salina di Cervia. Ric. Biol. Selvaggina, 92: 1-54.
- Facchin G., Casini L., Florit F., Serra L. & Sponza S., 2008. Censimenti degli uccelli acquatici nelle zone umide costiere del Friuli Venezia Giulia: aspetti metodologici e applicativi nell'ambito del progetto ANSER. In: Bon M., Bonato L., Scarton F. (a cura di). Atti 5° Convegno Faunisti Veneti. Legnaro, 12-13 maggio 2007. Boll. Mus. Civ. St. Nat. Venezia, suppl., 58 (2007): 15-22
- Facchin G., Florit F., Hubina T., Frangiamone G., Fiesoli C., Bonazzi P., Casini L., Gellini S. & Serra L., 2009. L'esperienza del progetto ANSER per il monitoraggio integrato degli uccelli acquatici in zone umide costiere: dall'integrazione alla rappresentazione dinamica dei risultati. Atti XV Convegno Italiano di Ornitologia, 14-18 ottobre 2009, Sabaudia (LT).

STATUS E MIGRAZIONE PRE-RIPRODUTTIVA DEL FALCO DELLA REGINA *Falco eleonora* IN SICILIA

ANDREA CORSO ⁽¹⁾ & MARCO GUSTIN ⁽²⁾

⁽¹⁾ Via Camastra, 10 – 96100 Siracusa (voloefferranteo@yahoo.it)

⁽²⁾ LIPU, Dipartimento Conservazione – Via Trento, 49a – 43122 Parma

Nel periodo riproduttivo 1998-2007 sono state visitate le colonie di Falco della regina, *Falco eleonora*, note per la Sicilia. Per censire le coppie riproduttrici è stato usato binocolo 10 x e cannocchiale 20-60x. Le colonie sono state raggiunte via terra (isola di Salina) e via mare grazie all'ausilio di una barca (altre colonie e Salina). Il numero di coppie annualmente nidificanti è stato stimato dal numero di individui osservati in colonia chiaramente intenti in attività riproduttiva e, ove possibile, tramite conteggio diretto delle cavità frequentate/nidi attivi osservati. I dati per lo Stretto di Messina sono stati estrapolati dalla bibliografia (Dimarca & Iapichino 1984; Corso, 2001, 2005; Gustin, 2006, Chiofalo et al., 2006, 2007, Cutini et al., 2008). La popolazione nidificante di Falco della regina, *Falco eleonora*, in Sicilia nelle dieci stagioni considerate è oscillata tra le 77 e le 166 coppie (min.-max.; Tab. 1). La popolazione totale media siciliana è risultata di 125 - 146,5 coppie stimate (min.-max.) nei cinque anni per i quali si dispone di dati relativi a tutte le colonie note. Tranne singoli casi costieri (AAVV, 2008), le coppie sono concentrate sulle isole minori dell'arcipelago delle Eolie (Messina) e su Lampione e Lampedusa (Isole Pelagie, Agrigento). Su quest'ultima isola nidifica la colonia più importante della regione, insieme a quella presente negli ultimi anni ad Alicudi (Tab. 1). Nelle isole Eolie la popolazione appare abbastanza stabile ed oscilla tra un minimo di 57-70 nel 2008 e un max. di 111-123 coppie nel 1998, con una media 99-110 coppie nei dieci anni di studio complessivi (Tab. 1). Lo Cascio (1999) riporta un totale di 115-120 coppie nel periodo 1994-1996, stima sostanzialmente simile a quelle effettuate negli anni '70 (Massa, 1978) e solo nei primi anni del nostro studio. Sembrerebbe però che la popolazione totale eoliana abbia subito un decremento, seppur lieve a fine anni '90, più evidente negli ultimi anni, in particolar modo a Salina e, in misura minore, Panarea. Contrariamente a quanto segnalato da Lo Cascio (1999), che riporta un ugual numero di coppie per ogni colonia in tutti gli anni di studio, si è notata una certa oscillazione, anche se molto limitata (Tab. 1). Tenendo presente il basso successo riproduttivo delle colonie eoliane (Corso & Gustin, in prep.), e che non tutti i giovani che sopravvivono fanno ritorno alle colonie di nascita (Ristow et al., 1979, 1983; Wink et al., 1993), è evidente che non tutti gli adulti che annualmente muoiono (ca. 13% secondo Ristow et al., 1989) possano essere totalmente sostituiti. Per la migrazione pre-riproduttiva lungo il versante siciliano dello Stretto di Messina, sono stati contati in 25 anni di studio (1984-2008) 447 ind. con una media annua di 17,9 ind. (min.-max.:

	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2007	2008
Salina	25-28	20-25	25	20	19-22	13-15	9-10	8-10	8	4-6
Panarea	20-25	20	20-25	18-20	19-20	15-19	16-18	19-23	19-22	15-20
Alicudi	28-30	25-30	30-32	30-35	35	35-40	50	40-45	50	20-22
Filicudi	28-30	28-30	20-25	20-24	24-27	25-27	21-25	24-27	18-21	14-16
La Canna	6	5	6	5	5	5	4	4-5	4	1-2
La Nave	4	4	5	5	4	4	3	3-5	3	3-4
Totale	111-123	102-114	106-118	108-119	106-113	97-110	103-110	98-115	102-108	57-70
Lampedusa	c.35-40	?	?	?	?	?	?	40-51	38-44	20-35
Totale	146-163							138-166	140-152	77-105

Tab. 1. Numero di coppie stimate di Falco della regina, *Falco eleonora*, nelle isole circum-siciliane negli anni 1998-2008 (escluso 2006).

3-48). Il maggior numero di individui (48) è stato censito nella primavera 2001 (Corso, 2001, 2005). La data più precoce di osservazione è stata il 5/04/1998. Il picco si registra sempre entro la prima decade di maggio. Per quanti riguarda i morfismi osservati: il 67-71% risultano chiari, il 29-33% scuri a seconda degli anni, percentuali abbastanza vicine a quelle riportate da Corso & Gustin (2009) per le colonie nidificanti siciliane e da Giovacchini & Celletti (1997) per individui osservati in Toscana.

Ringraziamenti. Un grazie al campo WWF-MAN sullo Stretto di Messina in particolare ad Anna Giordano, Deborah Ricciardi e Gianluca Chiofalo. Si ringrazia la LIPU-UK per aver supportato la raccolta dati durante le stagioni riproduttive 2005-2008. Si ringrazia la Svarowski Italia per aver fornito gli strumenti ottici utilizzati in tutti gli studi di AC dal 2007.

Summary

Status and pre-breeding migration of Eleonora's Falcon *Falco eleonora* in Sicily

For ten breeding seasons, between 1998 and 2008 (excluding 2006), we counted the breeding pairs of Eleonora's Falcon, *Falco eleonora*, on the circum-Sicilian islands. A reliable estimate of the breeding pairs in Sicily is of max. 138-166 pairs with slight annual fluctuation, except for 2008, when a significant decrease was recorded (77-105). During migration counts at the Strait of Messina, an average of 17.9 birds (min.-max.: 3-48) were recorded during the years 1984-2008, mostly between mid April and late May.

BIBLIOGRAFIA

- AA.VV., 2008. Atlante della Biodiversità della Sicilia: Vertebrati terrestri. Studi & Ricerche Arpa Sicilia, Palermo, 6.

- Chiofalo, G, Cutini, S, Giordano, A., Ricciardi, D. 2006. La migrazione primaverile sullo Stretto di Messina - Monti Peloritani (ME). In "Info Migrans" n. 17 Parco Naturale Alpi Marittime, Valdieri 2006.
- Chiofalo, G, Cutini, S, Giordano, A., Ricciardi, D. 2007. La migrazione primaverile sullo Stretto di Messina - Monti Peloritani (ME). In "Info Migrans" n. 19 Parco Naturale Alpi Marittime, Valdieri 2006.
- Corso, A. 2001. Raptor migration across the Strait of Messina, Southern Italy. *British Birds*, 94: 196-202.
- Corso, A. 2005. Avifauna di Sicilia. pp. 320. L'EPOS, Palermo.
- Corso, A. & Gustin, M. in prep. Primi dati su parametri riproduttivi del Falco della regina *Falco eleonora* in Sicilia. Avocetta.
- Corso, A. & Gustin, M. 2009. Morph ratio of Eleonora's Falcon *Falco eleonora* in Sicilian islands. *British Birds* 102: 216.
- Cutini, S, Chiofalo, G, Fyott, JP, Vanni, L., Ricciardi, D., Giordano, A., 2008. La migrazione primaverile sullo Stretto di Messina - 25° anno di attività. Primavera 2008. In "Info Migrans" n. 21, Parco Naturale Alpi Marittime, Valdieri 2006.
- Dimarca A. & Iapichino C., 1984. La migrazione dei Falconiformi sullo Stretto di Messina. LIPU, Parma.
- Giovacchini, P. & Celletti, S. 1997. Il Falco della regina (*Falco eleonora*) in provincia di Grosseto: risultati di una indagine storica ed attuale. *Atti Mus. Stor. nat. Maremma*, 16: 75-79.
- Gustin, M. 2006. Progetto rapaci migratori primavera 2006 in "Info Migrans" n. 17 Parco Naturale Alpi Marittime, Valdieri 2006.
- Lo Cascio, P. 1999. Note sul Falco della regina, *Falco eleonora*, nell'Arcipelago Eoliano (Sicilia). *Riv. ital. Orn.*, 69: 187-194.
- Massa, B. 1978. Observation on Eleonora's Falcon (*Falco eleonora*) in Sicily and surrounding islets. *Ibis*, 120: 531-533.
- Ristow D., Wink C. & Wink M. 1979. Site Tenacity and Pair Bond of the Eleonora's Falcon. *Il Merill*, 20:16-18.
- Ristow D., Wink M., Wink C. & Friemann H. 1983. Biologie des Eleonorenfalken (*Falco eleonora*): 14. Das Brutreifealter der Weibchen. *Biology of the Eleonora's Falcon (Falco eleonora)*: 14. First Breeding Age of Female Falcons. *Journal fuer Ornithologie*. 124(3): 291-293.
- Ristow D., Scharlau W. & Wink M., 1989. Population Structure and Mortality of Eleonora's Falcon (*Falco eleonora*). In: *Raptors in the Modern World*, Meyburg, B.-U & R. D. Chancellor eds., World Working Group on Birds of Prey, pp. 321-326.
- Wink M., Biebach H., Feldmann F., Scharlau W., Swatschek I., Wink C. & Ristow D., 1993. Contribution to the breeding biology of Eleonora's Falcon (*Falco eleonora*). In: *Biology and Conservation of Small Falcons* (Nicholls M. K. & Clarke R. (Eds.) *Proceedings of the Hawk and Trust Conference*, University of Kent at Canterbury, 6th-8th Sept. 1991, London: 59-72.

PRIMI DATI SU PARAMETRI RIPRODUTTIVI DEL FALCO DELLA REGINA *Falco eleonora* IN SICILIA

ANDREA CORSO ⁽¹⁾ & MARCO GUSTIN ⁽²⁾

⁽¹⁾ Via Camastra, 10 – 96100 Siracusa (voloeffante@yahoo.it)

⁽²⁾ LIPU, Dipartimento Conservazione – Via Trento, 49a – 43122 Parma

Allo scopo di raccogliere dati relativi al successo riproduttivo e produttività del Falco della regina, *Falco eleonora*, nelle colonie siciliane, sono state effettuate numerose ore di osservazioni nel settembre-ottobre 2000-2008. Le colonie presenti nell'arcipelago delle Eolie, sono state attentamente monitorate, con almeno 5 visite per stagione (2 in agosto, 1 in settembre, 2 in ottobre). La colonia di Lampedusa è stata studiata negli anni 2005, 2007 e 2008. Le osservazioni sono state fatte via mare e via terra. In barca è stato usato binocolo 10 x, mentre via terra anche un telescopio 20-60x. I giovani involati considerati nell'analisi dei dati sono stati solo gli individui contati simultaneamente durante il picco di involo (ottobre). La gran parte dei conteggi diretti è stata effettuata durante i voli di caccia collettiva, in particolare all'imbrunire durante la caccia di sciame di formicidi o altri insetti (Lo Cascio, 1999, Corso & Aliffi, 2002, Corso, 2005). Per il calcolo del successo riproduttivo, è stato usato il numero massimo di giovani involati per sito diviso il numero minimo di coppie censite (certe). Per la produttività, è stato usato il numero max. stimato di juv./max. di coppie stimate per sito. Nelle colonie di Salina, Alicudi e Lampedusa, il successo riproduttivo medio complessivo nel periodo 2000-2008 è stato di 1,21 e la produttività di 1,02 (Tab.1). Considerando il periodo 2000-2005 si è registrato un successo medio di 1,15, evidenziando un forte trend negativo, essendo passato rispettivamente a Salina ed Alicudi da 1,65 e 1,80 a 0,37 pulli/coppia (Tab.1). Negli anni 2007-2008 è stata notata una ripresa in queste colonie ma un trend negativo a Lampedusa (Tab. 1). A Salina e Panarea (Corso & Gustin, in prep.), un forte impatto è costituito dal turismo di massa, che senza dubbio costituisce un grave fattore di disturbo (Martínez-Abrain et al., 2002, Urios & Martínez-Abrain 2006). A Lampedusa la minaccia del turismo è decisamente più limitata. Durante i mesi di luglio-settembre, è costante la presenza di numerose imbarcazioni a motore e bagnanti nelle immediate vicinanze della colonia e per intere giornate si osservano gli adulti continuamente in volo, impegnati in attività di allarme, *mobbing*. Questo potrebbe influire considerevolmente sul tempo e l'energia impiegati alla cova o alla caccia. Ad Alicudi le cause non sono palesemente riconducibili alla pressione turistica come per Salina, essendo questa piccola isola la meno frequentata dal turismo di massa. Walter (1979), Ristow e Wink (1985), Ristow (1989) e Wink et al. (1993), segnalano come il successo riproduttivo sia basso in adulti anziani similmente agli immaturi. Annualmente sono presenti numerosi immaturi (2 CY - EUYRING 5) nella colonia, molti dei quali

Colonia	2000	2001	2002	2004	2005	2007	2008
Salina	s.r. 1,65	1,3	1	0,55	0,37	1,8	1,5
	p.r. 1,65	1,3	0,86	0,49	0,3	1,12	1
Alicudi	s.r. 1,80	1,55	1,35	0,6	0,37	1,5	1,25
	p.r. 1,68	1,28	1,35	0,54	0,33	1,2	1,13
Lampedusa	nc	nc	nc	nc	s.r. 1,9	0,8	1,5
	nc	nc	nc	nc	p.r. 1,56	0,73	0,57
Media	s.r. 1,72	1,42	1,17	0,57	0,88	1,36	1,1
	p.r. 1,66	1,29	1,1	0,51	0,73	1	0,9

Tab. I. Successo riproduttivo (s.r.= juv. involati/cpp. che hanno deposto) e produttività (pr.= juv. involati/cpp. stimate totali) nelle tre colonie seguite dal 2000 al 2008. Nell'ultima riga è indicata la media annua. Media tot. nei sette anni di studio: 1,17.

impegnati nella riproduzione (Corso e Penna, in stampa; Corso e Gustin, in stampa). Un'altra delle possibili cause potrebbe essere individuata nella diminuzione di prede disponibili e/o facilmente reperibili; infatti, il numero di Passeriformi migratori osservato sulle Eolie è fortemente diminuito in anni recenti, e in generale il picco di migratori che usano le isole come sito di sosta sembrerebbe mostrare una tendenza al ritardo (Corso, 2005; oss. pers.).

È stata rilevata la presenza di un elevato numero di immaturi (2 CY) (c. 27% degli individui determinati) (Corso e Gustin, in prep.). Per la Sardegna, Badami (1995a, 1995b, 1998), riporta una produttività media di 1,45-1,62 e un successo riproduttivo di 0,8-1,93. Per Creta, Ristow e Wink (1985) e Wink et al. (1993) riportano un successo riproduttivo di 1,2 juv./cp. Walter (1979) riporta un successo riproduttivo di 1,2-1,67 per le colonie dell'Egeo, e di ben 2,48-2,6 per quelle del Marocco. Mayol (1977) per le Baleari riporta 2 pulli/cp., mentre Dolz e Dies (1987) 2,1 per l'isola Columbretes. Pertanto la media siciliana appare tra le più basse note in letteratura, destando una certa preoccupazione per la salvaguardia della specie in Sicilia.

Ringraziamenti. Ringraziamo Carmela Cardelli, Daniele Aliffi, Pietro Lo Cascio, William S. Clark, Alberto Boto, Hans Larsson, Giampaolo Ciccotosto, Gimpaolo e Simone Terranova, Mauro Leonardi, Angelo Scuderi, Nino Patti, Lucio Maniscalco, Silverio Taranto, Pippo Carbone, Pierpaolo e Massimo Fortunelli, Bernardo Virgona. La LIPU-UK ha finanziato lo studio durante gli ultimi tre anni.

Summary

First data on breeding parameters of Eleonora's Falcon *Falco eleonora* in Sicily
Breeding success and productivity of Eleonora's Falcon in three Sicilian colonies were surveyed over seven years between 2000 and 2008. On average, both were low, with breeding success being 1.21 and productivity 1.02 (Tab.1). The highest success and productivity was recorded in 2005 at Lampedusa (1,9/1,56), and the lowest at

Salina also in 2005 (0,37/0,30). From 2000 to 2005 there was a very negative trend, with a turn around in 2007-2008. Possible explanations for the low fledging rate are given, mainly thought to be related to human disturbance (mass tourism), with food shortages and other factors contributing. Strong concerns about the future of this endangered species in Sicily are expressed.

BIBLIOGRAFIA

- Badami A. 1995a. Note sulla biologia riproduttiva del Falco della regina *Falco eleonora*. Avocetta 19: 106.
- Badami A., 1995b. Relazioni tra fattori ecologici e riproduzione nel Falco della regina (*Falco eleonora*). Suppl. Ric. Biol. Selvaggina, 22: 115-119.
- Badami A., 1998. Breeding Biology and Conservation of Eleonora's Falcon *Falco eleonora* in South-West Sardinia, Italy. In: Holarctic Birds of Prey, Proceedings of an International Conference, Chancellor, R.D., B.-U. Meyburg & J.J. Ferrero eds. ADENEX - WWGBP.
- Corso A. & Aliffi D., 2002. Predazione di chirotteri da parte del Falco della regina *Falco eleonora*. Aves Ichnusae, 5: 41-43.
- Corso A. 2005. Avifauna di Sicilia. L'EPOS, Palermo. 323 pp.
- Corso A. & Penna V., in stampa. Dati sulla muta del Falco della regina *Falco eleonora* in Sicilia. Alula XV CIO.
- Corso A. & Gustin M. in prep. Immatures of Eleonora's Falcon *Falco eleonora* in Sicilian breeding colonies.
- Corso, A. & Gustin, M. in stampa. Status e migrazione pre-riproduttiva di Falco della regina *Falco eleonora*, in Sicilia. Alula XV CIO.
- Dolz Columbretes, pp. 241-262. In: Matilla, J. C. & Dies, J. I. 1987. El halcón de Eleonor (*Falco eleonora*, Gené) en las islas L. A., J. L. Carretero & A. M. García, Islas Columbretes: contribución al estudio de su medio natural, Generalitat Valencia, Valencia.
- Gustin M., Corso A. & Medda M., 2005. Monitoring on breeding population of Eleonora's Falcon *Falco eleonora* in Italy during 2005. In: LIFE Nature Project LIFE03NAT/GR/000091, Conservation measures for *Falco eleonora* in Greece: 1-51.
- Martínez-Abraín A., Oro D., Ferris V. & Belenguer R., 2002. Is growing tourist activity affecting the distribution or number of breeding pairs in a small colony of the Eleonora's Falcon? Animal Biodiversity and Conservation, 25: 47-51.
- Mayol J. 1977. Estudios sobre el Halcón de Eleonor *Falco eleonora* en las Islas Baleares. Ardeola 23: 103-106.
- Ristow D. & Wink M., 1985. Breeding Success and Conservation Management of Eleonora's Falcon. In: Newton I. & Chancellor R.D. (Eds.) Conservation Studies on Raptors, ICBP Technical Publication No. 5, Cambridge: 147-152,.
- Ristow D., Scharlau W. & Wink M., 1989. Population Structure and Mortality of Eleonora's Falcon (*Falco eleonora*). In: Raptors in the Modern World, Meyburg, B.-U & R. D. Chancellor eds. World Working Group on Birds of Prey: 321-326.
- Urios G. & Martínez-Abraín A., 2006. The study of nest-site preferences in Eleonora's falcon *Falco eleonora* through digital terrain models on a western Mediterranean island. J. Ornithol., 147: 13-23.
- Walter H., 1979. Eleonora's Falcon: adaptations to prey and habitat in a social raptors. University of Chicago Press, Chicago.
- Wink M., Biebach H., Feldmann F., Scharlau W., Swatschek I., Wink C. & Ristow D., 1993. Contribution to the breeding biology of Eleonora's Falcon (*Falco eleonora*). In: Nicholls M.K. & R. Clarke (Eds.), Biology and Conservation of Small Falcons. Proceedings of the Hawk and Trust Conference, University of Kent at Canterbury, 6th-8th Sept. 1991, London: 59-72.

DATI SULLA MUTA DEL FALCO DELLA REGINA *Falco eleonora* IN SICILIA

ANDREA CORSO ⁽¹⁾ & VERENA PENNA ⁽²⁾

⁽¹⁾ Via Camastra, 10 – 96100 Siracusa (voloefferranteo@yahoo.it)

⁽²⁾ V.le della Fossa, 49a – 43122 Roma

Nel periodo agosto-ottobre 1997-2008 sono state effettuate numerose visite alle colonie di Falco della regina, *Falco eleonora*, nidificanti in Sicilia. Per ogni individuo osservato in condizioni ottimali, sono stati registrati dettagli sulla muta. L'età è stata assegnata seguendo i criteri indicati da Forsman (1999), Clark (1999) e Corso (2002). Gli individui controllati attentamente sono stati 427, 124 (29%) dei quali al 2°cy (1 anno, Euring 5). Negli adulti nessuna remigante in muta è stata rilevata tra luglio e agosto. Solo 3 indd., tutti di sesso femminile, a fine settembre mostravano inizio di muta completa alle primarie, con la P4 (4 casi) o la P5 (1) in crescita. In ottobre 4 indd (3 femmine, 1 maschio) con P4 nuova, P5 in crescita. Le GC esterne erano in molti adulti (ca. 21% su 38 controllati in tal senso) fresche, mutate da poco. Gli individui al 2°cy mostravano una più estensiva percentuale del corpo mutata/in muta: in genere la testa e gran parte del mantello erano nuovi, con groppone e sopracaudali nuove nel 80% dei casi circa; le copritrici erano vecchie nel 90% dei casi, nel restante 10% apparivano miste ad alcune mutate di recente. Le parti inferiori apparivano miste vecchie-nuove, in percentuale molto variabile. Le terziarie erano vecchie nel 95% degli immaturi. Risultava nuova almeno la più lunga di esse nel restante 5%, tutti di sesso maschile. Le timoniere centrali erano mutate nel 25% circa di individui a fine agosto, 60% a fine settembre e in quasi tutti quelli osservati a fine ottobre. La coda comunque appariva fortemente abrasa e scolorita, quindi vistosamente chiara, totalmente o in gran parte barrata, molto differente da quella scura e omogenea, priva di barrature, degli adulti, carattere questo considerato il migliore per la distinzione delle età in colonia a distanza. Le remiganti interne in muta con P4 o P5 (talvolta anche la P3) nuova/in crescita/mancante in circa l'80% a fine settembre, in tutti a fine ottobre con numerosi individui mostrandoti due-quattro primarie nuove. Come per molte specie di rapaci, ad esempio Grillaio (Corso, 2001, Forsman 1999), Falco cuculo (Corso & Catley 2003), *Circus* sp. (Corso, 2001a, Forsman, 1999), e altre, è stato osservato come le femmine adulte inizino la muta completa post-riproduttiva prima dei maschi adulti, essendo questi maggiormente coinvolti nelle attività di caccia e dunque necessitando di maggiori energie (Spina 1992), mentre gli immaturi al 2° calendario (1° anno di vita) inizino la muta completa prima degli adulti, intenti maggiormente nelle attività riproduttive (Ristow et al., 1989).

Summary

Data on moult of Eleonora's Falcon *Falco eleonora* in Sicily

During august-september 1997-2008, 427 Eleonora's Falcon (124 on their 2nd cy) have been closely studied in order to obtain data on their moult. Has been seen as most adult do not start complete moult before October while 2nd cy start visibly earlier, with female starting earlier than male as in almost all raptors species.

BIBLIOGRAFIA

- Clark W.S., 1999. A field guide to the Raptors of Europe, North Africa and the Middle East Oxford University Press. Oxford.
- Corso A., 2001. Notes on the moult and plumages of the Lesser Kestrel. *British Birds*, 94: 409-418.
- Corso A., 2001a. First data on moult of the genus *Circus* sp. during spring migration. *Avocetta*, 25: 197.
- Corso A., 2002. Identificazione a distanza di quattro specie simili del genere *Falco* sp. *Quaderni di Birdwatching*, 4, n.° 7
- Corso A. & Catley P.G. 2003. Separation of transitional second-year Red-footed Falco from Amur Falcon. *Dutch Birding*, 25: 153-158.
- Corso A. & Gustin M., in prep. Immatures of Eleonora's Falcon *Falco eleonora* in Sicilian islands colonies.
- Forsman D., 1999. The raptors of Europe and the Middle East: a Handbook of Field Identification. T & A D Poyser, London.
- Ristow D., Scharlau W. & Wink M., 1989. Population Structure and Mortality of Eleonora's Falcon (*Falco eleonora*). In: Meyburg B.U. & Chancellor R.D.(Eds.), *Raptors in the Modern World*, World Working Group on Birds of Prey: 321-326.
- Spina, F. 1992. Falco della regina *Falco eleonora* Gené, 1839 - In: Brichetti P., De Franceschi P. & Baccetti N. (Eds), *Fauna d'Italia. XXIX. Aves I. Gaviidae-Phasianidae* - Calderoli, Bologna: 658-673.

COMMENTI SULLO STATUS DEL MARANGONE DAL CIUFFO *Phalacrocorax aristotelis desmarestii* IN SICILIA

ANDREA CORSO⁽¹⁾, OTTAVIO JANNI, HANS LARSSON & MARCO GUSTIN⁽²⁾

⁽¹⁾ GROIS (Gruppo Ricerche Ornitologiche Isole Siciliane) – Via Camastra, 10 – 96100 Siracusa
(voloerranteo@yahoo.it)

⁽²⁾ LIPU, Dipartimento Conservazione – Via Trento, 49a – 43122 Parma

La presenza di una piccola colonia di Marangone del ciuffo mediterraneo (*Phalacrocorax aristotelis desmarestii*) a Lampedusa viene segnalata in dettaglio per la prima volta da Moltoni (1970), sebbene già Arrigoni degli Oddi (1929) ne menzionava la nidificazione in Sicilia senza però indicare località precise.

Massa (1985) e Iapichino & Massa (1989) riportano 30-40 coppie stimate a Lampedusa. Più di recente, Lo Valvo et al. (1993) segnalano ancora la presenza di 30-40 coppie sull'isola, lasciando intendere che sia stata effettuata una verifica delle stime passate: infatti si legge: “*la situazione demografica di questa specie sembra più o meno costante e si aggira sulle 30 coppie*”. Gli stessi autori mostrano in aggiunta una tabella di oscillazione percentuale demografica nel periodo 1979-83 (Massa, 1985) a confronto col periodo 1984-1992 (Lo Valvo, et al. 1993). Stessa stima viene fornita da La Mantia et al. (2002). Brichetti & Fracasso (2003) riportano nuovamente 30 coppie per l'isola. Anche Corso (2005), segnala la presenza sull'isola di 30-40 coppie. Nel recente Atlante dei Vertebrati in Sicilia (AAVV, 2008), viene confermata la presenza sull'isola, accertata tramite numerosi controlli in anni recenti. Tali stime non concordano con le nostre osservazioni sull'avifauna delle Pelagie condotte negli ultimi sei anni. Riteniamo, pertanto, utile aggiornare le conoscenze sullo *status* di questa specie sulle Isole Pelagie (Lampedusa e Linosa) alla luce di approfonditi studi condotti dagli autori dal 2004 al 2009.

Sono state effettuate 21 visite per un totale di quasi 220 giorni di osservazioni (circa 2300 ore di osservazione) distribuite periodicamente come segue: aprile-maggio 2004, settembre-ottobre 2005, marzo-maggio 2006, settembre-ottobre 2006, marzo-maggio 2007, settembre-ottobre 2007, gennaio 2008, febbraio-maggio 2008, giugno-luglio 2008, ottobre-novembre 2008, marzo-aprile 2009 e luglio 2009.

Ogni km delle scogliere di Lampedusa è stato attentamente controllato, principalmente via terra ma nel settembre 2005, giugno 2008 e luglio 2009 anche via mare tramite l'ausilio di un'imbarcazione a motore noleggiata sul posto. Data la biologia riproduttiva della specie che nidifica principalmente in dicembre-marzo (Brichetti & Fracasso, 2003), è stata effettuata una visita di alcuni giorni ad inizio gennaio 2008, mentre numerose sono state le visite in marzo, della durata anche di alcune settimane. Sono stati usati binocoli 10x e telescopi terrestri 20-60 x.

Durante le indagini, abbiamo avuto modo di rinvenire numerose specie rare per

l'avifauna italiana ed incrementare la check-list delle Pelagie e della Sicilia (Corso et al., in prep. a, b, c, d, e; Corso & Janni, in prep.) e scoprire una delle più importanti colonie di Berte minori attualmente note (Corso et al., 2009, in prep. d).

I risultati ottenuti, ci consentono di indicare come estinto il Marangone dal ciuffo a Lampedusa. In effetti, la specie è stata osservata solo due volte: 1 ad. nell'aprile 2004 (HL) e 1 adulto a fine ottobre 2007 in località Albero Sole (ACO). Invece, sono stati osservati numerosi individui svernanti, estivanti e di passaggio di Cormorano *Phalacrocorax carbo sinensis*, spesso in sosta sulle scogliere dell'isola di Lampedusa e Linosa.

Allo stato attuale delle conoscenze, pertanto, il Marangone dal ciuffo deve considerarsi estinto come nidificante in Sicilia, dove rimane un migratore scarso o irregolare, essendo a noi note solo le seguenti osservazioni post - 2005 (successive a Corso, 2005):

- I) 1 imm. a Pantelleria il 5 settembre 2007 (M. Viganò);
- II) 1 a Lampedusa nell'aprile 2004 (H. Larsson);
- III) 1 ad. a Lampedusa il 24 ottobre 2007 (A. Corso);
- IV) 3 indd. a Marettimo nel settembre 2008 (L. Maniscalco).

La segnalazione di 6 indd. il 27 luglio 2004 a Capo Ponente riportata sulla mailing list di EBN merita conferma. È verosimile che le recenti osservazioni per la Sicilia siano imputabili a movimenti di dispersione di individui della popolazione tunisina (Isenmann, et al., 2005), principalmente attribuibile ad animali immaturi o in erratismo.

Summary

Comments on the status of Mediterranean Shag *Phalacrocorax aristotelis desmarestii* in Sicily

All recent authors report a breeding colony of about 30-40 pairs on the island of Lampedusa, Pelagie (Agrigento, Sicily). Between 2004 and 2009, we carried out 21 visits to Lampedusa, where we failed to find any evidence of the continued existence of this colony. We briefly summarize all post-2005 Sicilian records known to us, and suggest that the status of this species in Sicily should be changed to extirpated as a breeder.

BIBLIOGRAFIA

- Arrigoni degli Oddi E., 1929. Ornitologia Italiana. Hoepli.
- AA.VV. 2008. Atlante della Biodiversità della Sicilia: Vertebrati terrestri. Studi e Ricerche, 6, ARPA, Palermo.
- Brichetti P. & Fracasso G., 2003. Ornitologia italiana. Vol. 1 Gaviidae-Falconidae. Alberto Perdisa Editore, Bologna. pp. 463.
- Corso A., Janni O., Larsson H. in prep. a. Birding at the edge of Europe: Linosa. British Birds.
- Corso A., Janni O., Larsson H., Viganò M., Maiorano I. in prep. b. New Mediterranean hotspots for vagrants: Pelagie and Pantelleria islands. Birding World.
- Corso A., Janni O., Larsson H., Maiorano I., in prep. c. Nuovi dati per l'Avifauna siciliana ed Italiana.

- Corso A., Gustin M., Janni O. & Larsson H. in prep. d. Preliminary data on the breeding colony of Yelkouan Shearwater at Lampedusa island, Pelagie, Sicily.
- Corso A., Janni O., Larsson H., Viganò M., Maniscalco L., Maiorano I., in prep. e. Check-list delle Isole Pelagie.
- Corso A. & Janni O., Maiorano I. in prep. Influsso di lui forestieri in Italia nell'autunno 2008 e considerazioni preliminari sulla teoria della migrazione inversa.
- Iapichino C. & Massa B., 1989. The Birds of Sicily., BOU Check-list No. 11. Tring.
- Isenmann P., Gaultier T., Hili El A., Azafzaf H., Densi H. & Smart M. 2005. Oiseaux de Tunisie. SE-OF, Paris.
- La Mantia T., Lo Valvo F. & Massa B., 2002. Gli Uccelli. In: Corti C., Lo Cascio, P., Massetti M. & Pasta S., 2002 (Eds.). Storia naturale delle isole Pelagie. Ed. L'Epos, Palermo: 89-105.
- Lo Valvo M., Massa B., & Sarà M., 1993. Uccelli e paesaggio in Sicilia alle soglie del terzo millennio. Il Naturalista sic. Vol. XVII, Suppl. 1993: 374.
- Massa B (ed.) 1985. Atlas Faunae Siciliane : Aves. Naturalista Sicil. 9 (spec.): 1- 242.

FIRST DATA ON MIGRATION OF RAPTORS AT THE PELAGIE ISLANDS, SICILIAN CHANNEL

ANDREA CORSO, OTTAVIO JANNI, HANS LARSSON, MICHELE VIGANÒ⁽¹⁾
& MARCO GUSTIN⁽²⁾

⁽¹⁾ *GROIS (Gruppo Ricerche Ornitologiche Isole Siciliane) – Via Camastra, 10 – 96100 Siracusa
(voloefferranteo@yahoo.it)*

⁽²⁾ *LIPU, Dipartimento Conservazione – Via Trento, 49a – 43122 Parma*

During migration seasons, the Pelagie islands (Sicily, AG) are among the most important stop-over sites for birds in the Mediterranean basin, especially passerines, although they remain poorly surveyed (Moltoni 1970, Corti et al., 2002). Apart from brief mentions in Corso (2005), nothing has yet been published on raptor migration there. The main goals of our study were: i) to verify assumptions reported by many authors that the southern Sicilian Channel is generally avoided by soaring species; ii) to verify which species can undertake this long sea-crossing and to what extent. Observations were made in 1997, 2004-2008, with 19 visits for a total of 200 days and almost 2,000h. The most extensive survey took place in spring 2006, as part of the LIPU project “Rapaci Migratori (Gustin, 2006), while observations were more sporadic during the other visits. The observations were made starting at 6.30-7.00 am (solar) until 6.30-7.00 pm using 10x binoculars 10x and 20-60x telescopes. On Lampedusa, the main observation post was located near Albero Sole; most observations from late evening to sunset were made at Cala Pulcino, where the small pine plantation hosts the island’s main raptor roost. On Linosa, the main observation post was at Monte Bandiera, while at sunset we counted harriers at their evening roosts in the Mannarazza area. We recorded a total of 3,593 raptors (mostly in autumn) of 19 species. The most abundant were Marsh Harrier (1967), Honey Buzzard (531), Kestrel (349) and Red-footed Falcon (157). The regular passage of good numbers of Pallid Harrier (83) and Lesser Kestrel (143) is particularly noteworthy. In Table 1, spring raptors at Pelagie during March-May 2006-2008.

Marsh Harrier. A total of 1967 birds were counted, of which 1557 in autumn and 410 in spring 2006-2008 (Tab. 1).

We aged 1374 individuals in fall: 279 were adults (20%), 868 juveniles (63%) and the remaining 227 were immatures in their 2nd and 3rd calendar year. Among adults, males were commoner than females (60%). In spring most birds observed were adults, 70% of which were males. On Malta, up to 200 Marsh Harriers have roosted at Buskett in recent years (Sammut 2005), while up to 299 have been counted on a single night on Lampedusa being then one of the most important roosting areas for the species during migration in the Western Palearctic.

Montagu’s Harrier. A total of 140 were counted in spring 2006-2008 (Tab. 1) and

	2006	2007	2008	Total
<i>Circus aeruginosus</i>	200	120	90	410
<i>Circus pygargus</i>	40	60	40	140
<i>Circus macrourus</i>	20	28	19	67
<i>Circus pyg./mac.</i>	10	12	13	35
<i>Falco vespertinus</i>	70	35	15	120
<i>Falco subbuteo</i>	20	19	34	73
<i>Falco naumanni</i>	35	27	22	84
<i>Falco tinnunculus</i>	80+	40	30	150
<i>Falco peregrinus calidus</i>	8	4	6	18
<i>Pernis apivorus</i>	90	38	21	149
<i>Pendio haliaetus</i>	4	5	4	13
<i>Buteo rufinus cirtensis</i>	1	0	0	1
<i>Ciconia ciconia</i>	1	0	0	1
<i>Cicoria nigra</i>	1	0	0	1
Tot. raptors	578	388	294	1260

Tab. 1. Migrating raptors recorded in spring at Pelagie (Agrigento, Sicilian Channel) during March-May 2006-2008.

an annual average of 46.6 per autumn. In spring, most birds are adults, mainly males, but several 2nd cy are also observed.

Pallid Harrier. During, spring we counted an average of 22.3 per year (06-08) (range 19-28)(Tab. 1); this site appear to be quite important for this rare species (Corso & Cardelli, 2004). In agreement with Gustin & Pizzari (1998) and Corso & Cardelli (2004) a sex-related differential migration pattern was noted, with almost 90% of the birds observed in March and early April being adult males, and more females later in April-May, *contra* Panuccio & Agostini (2006).

Honey Buzzard. A total of 149 were counted in spring 2006-2008 (Tab. 1). Slightly more common during autumn with an average of 63.3 compared to 496 during spring, with a record of 127 between 29/08 and 8/10/1997. As reported by Agostini (2004) and Agostini et al. (2002, 2004), the vast majority of birds are inexperienced juveniles undertaking a major sea crossing.

Red Kite. 1 juvenile was observed on 23rd September 2007. This is the 1st record for the Pelagie islands (Corti et al., 2002; oss.pers.), and one of the few for the Sicilian Channel.

Peregrine Falcon. 18 and 6 birds identified as belonging to the distinctive long-distance migratory race *calidus* were recorded respectively in spring and autumn. This confirms the regular occurrence of this race in Italy as reported by Corso (2001a, 2005).

Lesser Kestrel. Was also recorded in good number, respectively spring and fall: 59-84 (Tab. 1), so these islands are one of the most important migration sites in Ita-

ly (Corso, 2001b, 2005). As expected, soaring birds tend to avoid long-sea crossing and are recorded in low numbers on the Pelagic islands, while *Circus* sp. and *Falco* sp., capable of sustained flapping flight, account for the highest number of birds observed.

Riassunto

Primi dati sulla migrazione dei rapaci nelle isole Pelagie (Agrigento, Canale di Sicilia)

Vengono forniti i dati relativi ad osservazioni occasionali effettuate durante le regolari visite alle isole Pelagie nell'ambito di vari studi commissionati dalla LIPU e del gruppo GROIS. Tra il 1997 e il 2009 sono stati effettuati sei rilevamenti autunnali e tre primaverili: complessivamente sono stati osservati 3593 (principalmente in autunno), di 19 specie, la più comune delle quali è risultata il Falco di palude con 1967 individui, quindi il Falco pecchiaolo (531), il Gheppio (349) e il Falco cuculo (157). Di particolare interesse il passaggio regolare di Albanella pallida (83) e Grillaio (143).

REFERENCES

- Agostini N. 2004. Additional observations of age-dependent migration behaviour in western honey-buzzards *Pernis apivorus*. J. Avian Biology, 35: 469-470.
- Agostini N., Coleiro C., Corbi F., Di Lieto G., Pinos F. & Panuccio M. 2002. Water-crossing tendency of juvenile Honey Buzzards during migration. Avocetta, 26: 41-43.
- Agostini N., Coleiro C. & Panuccio M. 2004a. Analysis of the autumn migration of juvenile honey buzzards *Pernis apivorus* across the central Mediterranean. J. Raptor Res., 38: 283-286.
- Corso A. 2001a. First data on the migration of Siberian Peregrine *Falco peregrinus calidus* at the Straits of Messina and comments on its status in Italy. Avocetta, 25: 196.
- Corso A. 2001b. Raptor migration across the Strait of Messina, southern Italy. British Birds 94: 196-202.
- Corso A. 2005. Avifauna di Sicilia. L'EPOS, Palermo. Pp. 320.
- Corso A. & Cardelli C. 2004. The migration of Pallid Harrier across the central Mediterranean with particular reference to the Strait of Messina. British Birds, 97: 238-246.
- Corti C., Lo Cascio P., Massetti M. & Pasta S. 2002. Storia naturale delle isole Pelagie. Ed. L'Epos, Palermo. pp. 189.
- Gustin M. & Pizzari T. 1998. Migratory pattern in the genus *Circus*: sex and age differential migration in Italy. Ornis Svecica, 8: 23-26.
- Gustin M. 2006. Progetto rapaci migratori primavera 2006. InfoMigrans, n. 17: 3-4.
- Moltoni E. 1970. Gli uccelli ad oggi riscontrati nelle Isole Linosa, Lampedusa e Lampione (Isole Pelagie, Canale di Sicilia, Mediterraneo). Riv. ital. Orn., 40: 77-283.
- Panuccio M. & Agostini N. 2006. Spring migration of Pallid (*Circus macrourus*) and Montagu's Harriers (*Circus pygargus*) in relation to age and sex classes at two watch sites of the Central Mediterranean. Buteo, 15: 3-10.
- Sammut M. 2005. Marsh Harriers roosting in trees. Brit. Birds, 98: 314-316.

LA PREFERENZA DELL'HABITAT DELL'AQUILA REALE *Aquila chrysaetos* IN SICILIA

MASSIMILIANO DI VITTORIO & MAURIZIO SARÀ

Dipartimento di Biologia Animale, Università di Palermo – Via Archirafi, 18 – 93100 Palermo

Attualmente sono note in Sicilia 17 coppie di Aquila reale *Aquila chrysaetos*, per 15 delle quali è stato identificato il sito riproduttivo. Di queste soltanto 12 nidificano con una certa continuità e sono state finora seguite 156 nidificazioni avvenute tra il 1990 ed il 2009 con una produttività pari a 0.88. Obiettivo di questo studio è l'identificazione delle strutture di habitat che caratterizzano la preferenza dell'Aquila reale in Sicilia a tre differenti scale, l'home range (suddiviso in due diversi livelli di superficie) ed il sito di nidificazione in modo da ottenere indicazioni utili alla sua gestione e conservazione e costruire un modello di idoneità ambientale della specie su scala regionale.

Sono state analizzate le caratteristiche di 15 siti riproduttivi di Aquila reale, distribuiti nell'intera Sicilia e confrontate con quelle di 15 aree di controllo (disertate dalla specie). Il primo livello è quello del sito riproduttivo, che corrisponde alla esatta ubicazione del sito di nidificazione, del quale sono state rilevate le caratteristiche. Segue poi la scala del territorio di nidificazione e di caccia, cui corrispondono due diversi livelli di indagine, ricavati dalla Griglia UTM, ed esattamente i quadranti di 1 e 15 km di lato. Sono state misurate 29 variabili suddivise in topografiche, climatiche e di uso del suolo. L'analisi delle componenti dell'habitat è stata effettuata attraverso il software ArcGis 9.0.

Per descrivere le preferenze ambientali dell'Aquila reale si è utilizzato un approccio di regressione logistica sviluppato attraverso l'ausilio dei GLZ (Generalized Linear Model, Hosmer and Lemeshow 1989, Agresti 1996) comunemente impiegati per le ricerche sulle preferenze ambientali delle specie animali (Bustamante 1997, Lòpez-Lòpez et al., 2007). La distribuzione della variabile dipendente o di risposta è assunta come binomiale (1= presenza della specie, 0 = assenza della specie) (McCullagh e Nelder 1989). Successivamente per la selezione del modello più parsimonioso è stata utilizzata la procedura best subset del GLZ con il "Criterio d'Informazione di Akaike" (AIC). (Akaike Information Criterion, Akaike 1973).

Il modello GLZ alla scala del sito riproduttivo ha evidenziato che la presenza della specie è positivamente correlata all'altezza sul livello del mare del sito (estimate 25.92; $p=0,03$) e l'altezza dei nidi sulle pareti (estimate 3.31; $p<0,02$). Il modello, a questo livello di indagine, esplica il 39.73 della devianza totale e riclassifica correttamente il 73.00% dei siti (Kappa test; $Z= 4.17$; $p<0.0001$). Alla scala dei quadranti di 1 km di lato il modello GLZ ha evidenziato che la probabilità di occupazione di un quadrante aumenta al crescere della pendenza media del quadrante (estimate

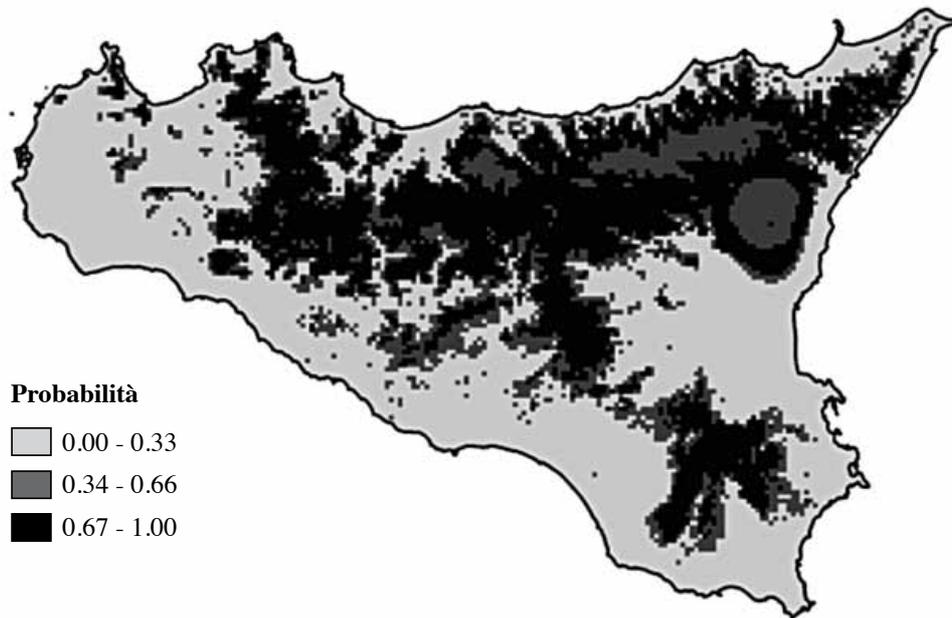


Fig. 1. Modello di idoneità ambientale per l'Aquila reale in Sicilia con suddivisione spaziale in 3 diverse classi di idoneità.

3.21; $p < 0,02$) e dell'estensione dei seminativi (estimate 7.92; $p < 0,02$). Il modello, a questo livello di indagine, esplica il 52.00% della devianza totale e riclassifica correttamente il 93.00% dei siti (Kappa test; $Z = 5.12$; $p < 0.0001$). Infine, alla scala dei quadranti di 15 km di lato, il modello GLZ ha evidenziato che la probabilità di occupazione cresce all'aumentare dell'estensione delle aree a vegetazione arbustiva (estimate 0.85; $p < 0,02$) e alla diminuzione della temperatura massima all'interno dei quadranti. (estimate -57.55; $p < 0,04$) Il modello, a questo livello di indagine, esplica il 48.27% della devianza totale e riclassifica correttamente il 93.00% dei siti (Kappa test; $Z = 5.12$; $p < 0.0001$).

I risultati del modello di idoneità ambientale (Fig. 1), elaborato con le variabili risultanti dal best subset del GLZ, evidenzia che 30.23% della superficie dell'isola ha un'alta idoneità per la specie, il 17.56% una idoneità media, mentre il 52.21% una idoneità bassa.

La riclassificazione del modello, ha evidenziato che il 49.93% dei territori occupati ricade in aree classificate come altamente idonee dal modello, il 23.84% in aree ad idoneità media e il 26.23% in aree a bassa idoneità.

La distribuzione dell'Aquila reale in Sicilia è legata all'andamento dei maggiori complessi montuosi della parte centro-settentrionale dell'isola, in cui trova le idonee condizioni climatiche, orografiche e paesaggistiche. I risultati di questa ricerca evidenziano che una discreta frazione dei territori siciliani ha una certa vocazionalità per la specie e l'importanza del mantenimento degli assetti di uso del suolo derivanti dalle tradizionali forme di agricoltura estensiva e pastorizia, che permettono l'esistenza del mosaico ambientale preferito dalla specie nell'isola, ossia le aree agricole,

specie cerealicole, e la macchia mediterranea arbustiva, e dovrebbe spingere gli organi di gestione territoriale verso una politica di mantenimento o incentivo di queste tradizionali forme di economia.

Summary

The habitat selection of the Golden Eagle *Aquila chrysaetos* in Sicily (South Italy)

The Sicilian population of Golden eagle was estimated in 17-20 pairs and about 15 is known the nesting site. The aim of this study was to model the distribution of Golden eagle in Sicily, to predict its potential distribution and to identify the predictors of suitable and unsuitable areas. We first identify habitat preferences at three spatial scales and then select the best models using a GLM model. Finally, we implement the prediction of the best model on a digital cartography. The GLM showed, at 15-km scale, that the probability of finding an occupied square area of Golden eagle in Sicily increased with the surfaces of Mediterranean vegetation and decreased with the maximum temperature. At 1-km scale, the model showed that the probability of finding an occupied square area increased with slope mean and with surfaces of arable land. Finally, at nest site scale, the model showed that the probability of occurrence increased with mean altitude a. s. l. of site and with the height of nest on cliffs. The habitat suitability model, developed by the GLM results, shows that the high-suitability area includes 4351 km² (about 30.23 % of the total extent of Sicily). and the medium-suitability area covers 2528 km², which represent 17.56 % of the island. By contrast, the low-suitability area covers 7514 km² (about 52.21% of Sicily). 49.93 % of all territories were reclassified as included in high-suitability habitat; 23.84 % in medium-suitability and 26.63% in low-suitability habitats.

BIBLIOGRAFIA

- Agresti A., 1996. An introduction to categorical data analysis. New York: Wiley and Sons.
- Akaike H., 1973. Information theory and an extension of the maximum likelihood principle. In: B.N. Petrov and F Csaki (Eds.). Second international symposium on information theory. Budapest: Academiai Kiado: 267-281.
- Bustamante J., 1997. Predictive models for lesser kestrel *Falco naumanni* distribution, abundance and extinction in southern Spain. *Biological Conservation* 80: 153-160.
- Hosmer D. e Lemeshow S., 1989. Applied logistic regression. Wiley and Sons, New York.
- López-López P., García-Ripollés C., Soutullo Á., Cadahía L. and Urios V., 2007. Identifying potentially suitable nesting habitat for golden eagles applied to important bird areas' design. *Animal Conservation* 10 (2): 208–218.
- McCullagh P. and Nelder J.A., 1989. Generalised Linear Modelling. Chapman and Hall, London.

GLI STRIGIFORMI DEL PARCO NAZIONALE DEL CIRCEO: DATI PRELIMINARI SU FENOLOGIA E DISTRIBUZIONE

GASTONE GAIBA & GIOVANNI MASTROBUONI

Delegazione provinciale LIPU di Latina – Corso Matteotti, 169 – 04100 Latina (info@lipulatina.it)

La ricerca ha lo scopo di aggiornare i dati relativi alla checklist delle specie di Strigiformi ed alla loro fenologia nell'area del Parco Nazionale del Circeo, definendo la loro distribuzione e correlando i dati di presenza anche agli ambienti più rappresentativi dell'area protetta.

Il Parco Nazionale del Circeo, esteso su 8.484 ha ed ubicato nel Lazio meridionale in provincia di Latina, è un'area particolarmente importante per l'avifauna stanziale e migratoria. Fa parte della Rete Natura 2000: il suo territorio costituisce la ZPS IT6040015 ed al suo interno, o nelle immediate vicinanze sono stati individuati 10 SIC (Spagnesi e Zambotti, 2001), con 25 habitat di interesse comunitario, sette dei quali designati come prioritari. È classificata area IBA con il codice IT075 (Gariboldi et al., 2000). Il Parco è caratterizzato da ambienti diversi dal punto di vista geologico, pedologico, idrologico, topografico e floristico. I nuclei principali sono: 1) il massiccio del M. Circeo con una vegetazione a macchia mediterranea e un bosco di sclerofille; 2) la duna litoranea, estesa da Torre Paola a Capoportiere; 3) la foresta demaniale, un querceto misto mesofilo planiziario con impianti a *Pinus pinea*; 4) i quattro laghi retrodunali (Sabaudia, Caprolace, Monaci e Fogliano) con limitrofe zone umide; 5) l'isola di Zannone, anch'essa con vegetazione tipica mediterranea (cfr., ad es., Padula, 1985).

La ricerca ha avuto inizio nell'ottobre 2008 ed è attualmente in corso; una delle tecniche adottate è stato il censimento al *playback*, impiegato da gennaio a giugno 2009. Con questo metodo è possibile ottenere risposte dalle quali trarre indicazioni sulla presenza e, con opportuni accorgimenti, sull'estensione e delimitazione dei territori occupati (Cignini et al., 1987). È stato utilizzato un megafono portatile RCF per diffondere sequenze sonore di canti territoriali e di allarme delle specie target. Questa metodologia, consistente nello stimolare una risposta territoriale della specie da censire, è stata utilizzata per la prima volta da Bohl nel 1956 negli USA (Galeotti, 1989). Il *playback* è stato impiegato in tre stazioni, distanziate di 500 m l'una dall'altra, dislocate lungo un transetto di 1 km, per un totale di 6 transetti distribuiti omogeneamente in altrettanti ambienti rappresentativi dell'area protetta: laghi costieri, duna litoranea, querceto planiziario, agroecosistemi, bosco di sclerofille, zone umide. L'emissione sonora, della durata di circa tre minuti, è stata sempre preceduta da un minuto di ascolto. Subito dopo la sequenza sonora si attendevano due minuti per verificare la risposta. La diffusione del *playback* è sempre avvenuta da 30/45 minuti dopo il tramonto e non oltre le ore 23, con il megafono portato a spalla e orientato sui

360°. Sono stati diffusi i canti delle sei specie segnalate per il Parco Nazionale del Circeo (Allavena, 1977) nel seguente ordine: *Asio otus*, *Tyto alba*, *Asio flammeus*, *Otus scops*, *Athene noctua*, *Strix aluco*, come indicato da Galeotti (1989); l'autore specifica che *A. otus* e *T. alba* manifestano risposte alle stimolazioni quasi esclusivamente dopo il tramonto e prima della totale oscurità. La suddetta tecnica è stata integrata con la ricerca di siti di nidificazione, di tracce di presenza (borre, resti alimentari, penne), consultazione di dati bibliografici storici e attuali, raccolta di informazioni di osservatori locali e personale CFS.

L'utilizzo del *playback* ha finora consentito di contattare due specie: *Strix aluco* e *Athene noctua*. La prima è risultata essere la specie più diffusa, con contatti registrati in tutti gli ambienti indagati e con massima frequenza, come atteso, nella foresta planiziaria. Al canto spontaneo è stata rilevata nella Riserva Integrale Rovine di Circe. Le indagini di campo hanno evidenziato la presenza di siti di nidificazione nel centro abitato di S. Felice Circeo, nella R. I. Rovine di Circe, lungo la sponda del Lago di Caprolace, in località Cicerchia e nella foresta planiziaria; Biondi et al. (1989) riportano la nidificazione in quest'ultima area. La presenza di *A. noctua* è stata rilevata al *playback* in località Bufalara, dove sono anche stati osservati 3 individui; altre osservazioni riguardano la duna litoranea, S. Felice Circeo, Sabaudia, la foresta planiziaria, la R.I. Rovine di Circe; è stata ascoltata in canto spontaneo, presso i laghi di Fogliano e Caprolace, nella foresta planiziaria, presso B. Grappa; Biondi et al (1989) ne riportano la nidificazione nella foresta planiziaria, a Quarto Freddo, Bella Farnia e Sabaudia. *T. alba* non è stato mai contattato al *playback*; frequenti le osservazioni di individui in località Bufalara; sono stati rilevati siti di nidificazione in località Cicerchia, Borgo Fogliano, Capo D'Omo, foresta planiziaria (migliara 53), Molella, S. Felice Circeo. Biondi et al., (1989) riportano la nidificazione per le aree agricole, la foresta planiziaria e Quarto Freddo. *O. scops* non è mai stato rilevato nell'area di studio durante le indagini di campo; sono note recenti osservazioni (2007 e 2008) di individui in località Bufalara. Allavena (1977) riporta la specie come di passo probabile, mentre Biondi et al. (1989) la ritengono nidificante anche se poco comune.

A. otus non è mai stato rilevato al *playback* né al canto spontaneo; un individuo è stato osservato a Zannone nel novembre 2006. La specie è segnalata inoltre per Sabaudia nel gennaio 1995 (Biondi et al., 1999). *A. flammeus* non è stato rilevato al *playback*; sono noti dati di presenza della specie per marzo 2001 per la sponda occidentale del Lago di Sabaudia; per la stessa località viene segnalato un individuo presente nel dicembre 1991 (Biondi et al., 1999). Nel dicembre 2004 un esemplare è stato consegnato alla sezione LIPU di Latina, proveniente dai Pantani d'Inferno (Sabaudia).

Sulla base dei dati (a carattere assolutamente preliminare) raccolti nelle indagini di campo condotte nel 2008/2009, *S. aluco* è risultata essere la specie a più ampia diffusione sul territorio del Parco. Ad eccezione di *O. scops* (nidificante) e di *A. flammeus* (di passo), le altre 4 specie di Strigiformi risultano sedentarie e nidificanti.

La ricerca proseguirà nei prossimi anni adottando le stesse metodiche di indagine,

ampliando il periodo di raccolta dati e coprendo l'intero territorio del Parco Nazionale del Circeo.

Ringraziamenti. A. Noal, I. Reichegger, M. Cecchetti, G. Di Lieto, il personale della sezione LIPU di Latina, M. Mastrorilli.

Summary

Strigiformes in the Circeo National park: preliminary data on phenology and distribution

The research aims to evaluate the species of Owls living in the Circeo National Park, different methods have been used and among these the well known playback. There are 6 species present in the park, *Strix aluco* and *Athene noctua* show the maximum in density.

BIBLIOGRAFIA

- Allavena S., 1977. Gli uccelli del Parco Nazionale del Circeo. Min. Agr. For., Collana Verde, 49: 140 pp.
- Biondi M., Guerrieri G. & Pietrelli L., 1999. Atlante degli uccelli presenti in inverno lungo la fascia costiera del Lazio. Alula 6: 3-124.
- Biondi M., Pastorino A. C. & Vigna Taglianti A., 1989. L'avifauna nidificante del Parco Nazionale del Circeo. Min. Agr. For., P. N. Circeo, monografia 1.
- Brichetti P. & Fracasso G., 2006. Ornitologia Italiana. Vol. 3 - Stercorariidae-Caprimulgidae. A. Perdisa Editore, Bologna.
- Cignini B., Gabbi G. & Mariotti A., 1989. Censimenti di Allocco *Strix aluco* in ambiente urbano: un metodo per l'individuazione del sito. Riassunti II Seminario Ital. Censimenti Faunistici dei Vertebrati: 36.
- Galeotti P., 1989. Metodi di censimento degli Strigiformi. In: Fasola M. (ed.). Atti del II Seminario Ital. Censimenti Faunistici dei Vertebrati. Supp. Biol. Selvaggina XVI.
- Gariboldi A., Rizzi V. & Casale F., 2000. Aree importanti per l'avifauna in Italia. LIPU, pp.528.
- Padula M., 1985. Aspetti della vegetazione del Parco Nazionale del Circeo. Webbia 39: 29-110.
- Spagnesi M. & Zambotti L., 2001. Raccolta delle norme nazionali e internazionali per la conservazione della fauna selvatica e degli habitat. Quad. Cons. Natura, 1, Min. Ambiente - Ist. Naz. Fauna Selvatica.

ANALISI DELLA DISTRIBUZIONE DEGLI STRIGIFORMI NELL'AREA DEI CAMPI FLEGREI (NA)

MARCELLO GIANNOTTI, ROSARIO BALESTRIERI, DAVIDE DE ROSA, FABIO GORI,
VINCENZO GORI & VITTORIO D'APICE

A.S.O.I.M. onlus – Via Campana, 268 – Pozzuoli (NA) (postmaster@asoim.org)

In Campania mancano specifiche informazioni sulla presenza e sulla distribuzione degli Strigiformi; gli unici dati in possesso sono riportati nell'ambito di censimenti sull'intera comunità ornitica realizzati su grandi o piccole aree della regione e derivano per lo più da osservazioni casuali e in ogni caso non da studi mirati. In questo contributo si riportano i risultati conclusivi di un progetto di ricerca pluriennale volto a definire la distribuzione delle coppie di Strigiformi nidificanti nei Campi Flegrei (NA).

Il sito di studio si estende complessivamente per 90 km² e comprende l'intera zona dei Campi Flegrei, area a vocazione prevalentemente agricola ubicata a nord-ovest della città di Napoli. L'area rientra per la quasi totalità nel Parco Regionale dei Campi Flegrei istituito nel 1993 ed al cui interno si registra la presenza di numerose aree protette tra cui una riserva regionale e una riserva statale. In questo sistema il territorio, in cui si individuano 5 piccoli laghi e un'altitudine che oscilla tra zero e 458 metri s.l.m., porta i segni delle profonde trasformazioni operate dall'uomo nel tempo, le prime delle quali risalgono ad epoca greca e romana; più recentemente un'antropizzazione molto spinta (agricoltura ed edilizia) ha ulteriormente trasformato questo paesaggio. L'area infatti è fortemente alterata e frammentata da elementi antropici ed in tale contesto la morfologia evidenzia un brusco accostamento tra zone fortemente antropizzate ed aree verdi che vanno a costituire, all'interno del paesaggio, dei piccoli hotspot di biodiversità.

La ricerca si è svolta dal 2003 al 2007 e sono state realizzate 92 uscite sul campo concentrate principalmente nel periodo primaverile ma supportate nel contempo da periodici sopralluoghi invernali volti a verificare la presenza del Gufo comune (*Asio otus*) come svernante. I dati sono stati raccolti con l'utilizzo della tecnica del *playback* e sono stati integrati con l'ascolto di canto spontaneo e con sopralluoghi diurni, questi ultimi funzionali al ritrovamento di tracce e alla verifica di eventuali nidificazioni dubbie. L'intera area è stata suddivisa in quadranti di 1 km di lato al cui centro sono stati localizzati i punti di emissione. Nei casi di impossibilità di guadagnare la posizione più centrale, abbiamo previsto dei punti sostitutivi; in altri casi la presenza di ostacoli alla diffusione del suono ha determinato la necessità di individuare più punti di emissione. L'attività di censimento si è svolta nelle ore serali/notturne, la durata della riproduzione artificiale del verso di ogni specie è stata di cinque minuti con pause di tre minuti e il tempo finale di attesa delle risposte di 20 minuti. La ri-

Specie	Tot. territori	Urbano	Agricolo	Bosco	In associazione con rudere	Densità Territori/Km ²
Assiolo	39	5	25	9	--	0,43
Civetta	70	13	37	20	38	0,77
Allocco	13	--	3	10	4	0,14
Gufo comune	6 contatti	2	2	2	1	--
Barbagianni	12	2	9	1	8	0,13

Tab. 1. Analisi (per specie) delle coppie censite nelle varie tipologie ambientali.

cerca ha portato all'individuazione capillare sul territorio delle coppie di Strigiformi presenti e la successiva georeferenziazione ha consentito la realizzazione, per ogni singola specie, di carte di distribuzione delle coppie nidificanti.

La ricerca ha evidenziato la presenza nell'area flegrea di quattro specie nidificanti: Barbagianni *Tyto alba*, Assiolo *Otus scops*, Civetta *Athene noctua* e Allocco *Strix aluco* e di una specie svernante: Gufo comune *Asio otus*. L'identificazione di ogni coppia in un territorio è stata effettuata dopo aver ottenuto almeno due risposte vocali intervallate di circa 1 mese. Il censimento ha coperto il 100% dell'area e sono stati individuati complessivamente 139 territori. Lo Strigiforme più diffuso risulta essere la Civetta con 72 territori; la distribuzione piuttosto uniforme documenta una notevole capacità di adattamento di questa specie alle differenti tipologie ambientali, con una preferenza per i frutteti e per le aree con ruderi, tende invece a rifuggire le aree fortemente urbanizzate. Per l'Assiolo sono stati censiti 42 territori distribuiti in maniera più localizzata rispetto alla Civetta, la specie predilige l'ambiente agricolo ma manca nella quasi totalità delle aree densamente edificate ed è quasi assente nelle zone fittamente boscate. L'Allocco risulta essere una specie molto rara nel sito di studio, conta infatti soltanto 13 territori localizzati esclusivamente in prossimità di boschi e di ruderi di apprezzabili dimensioni. Lo Strigiforme meno diffuso nell'area è il Barbagianni per il quale sono stati rilevati solo 12 territori distribuiti in ogni tipo di ambiente ma quasi sempre caratterizzati dalla presenza di ruderi; da sottolineare però una possibile sottostima della specie, probabilmente molto più presente nell'area ma non censita in maniera esaustiva a causa del disturbo determinato dai costanti rumori di fondo caratterizzanti alcune zone. Il disturbo sonoro ha probabilmente impedito l'ascolto delle risposte al *playback* essendo questa specie caratterizzata da un verso meno propagabile rispetto alle altre specie nidificanti nell'area. Il Gufo comune risulta solo svernante nell'area. Dalla ricerca sono emersi quattro contatti invernali collegabili in prevalenza ad ambienti boschivi; ci sono stati anche due contatti durante la stagione riproduttiva ma non si ritiene opportuno ipotizzare la nidificazione. L'indagine riporta una certa specificità nelle scelte ambientali espressa in modo più spinto per alcune specie ma è riconoscibile una generale preferenza per le aree con ruderi ed edifici in rovina come riscontrato da Mastroilli (1997) per la provincia di

Bergamo. Ciò risulta in particolar modo verificato per il Barbagianni. Le aree in cui si è registrata la più alta densità di Strigiformi sono state infatti quelle caratterizzate dalla presenza di vecchi edifici e rovine; indicativa in tal senso la nidificazione di tre specie diverse (Civetta, Allocco e Barbagianni) all'interno di una vecchia casa borbonica ubicata nel bosco della Riserva Statale - Oasi WWF "Cratere degli Astroni". Inoltre la rarità di alcuni ambienti soffocati dal contesto urbanizzato e ai quali sono direttamente associate alcune delle specie censite, inquadrano i Campi Flegrei in un delicato equilibrio. L'area, già fortemente compromessa da una marcata antropizzazione, non sembra registrare attualmente consistenti alterazioni ambientali anche in funzione di vincoli ambientali e archeologici, inoltre la maggior parte delle zone boscate sono sottoposte a tutela. Preoccupante risulta invece la frequente ristrutturazione di ruderi ed edifici in rovina, tendenza che ha già registrato durante lo studio la perdita di alcuni siti riproduttivi.

Summary

Analysis and distribution of Strigiformes in Campi Flegrei area (Naples)

These are the results of a study of Strigiformes distribution in Campi Flegrei (Campania, Southern Italy). The regional area is 90 km² and the research has been realized from 2003 to 2007. We found five species of Strigiformes; the most diffused is Little owl *Athene noctua* with 70 territories, Scops owl *Otus scops* 39, Tawny owl *Strix aluco* 13, Barn owl *Tyto alba* 12. *Asio otus* is present in the area only like svernant, and.

BIBLIOGRAFIA

- Barbieri F., Bogliani G., Cesaris C., Fasola M. & Prigioni C., 1978. Indicazioni sul censimento dell'Allocco *Strix aluco* e della Civetta *Athene noctua*. Avocetta 2: 49-50.
- Cesaris C., 1988. Avocetta, 12: 115-118
- Galeotti P. & Morimando F., 1991. Dati preliminari sul censimento della Civetta in ambiente urbano. Suppl. Ric. Biol. Selvaggina, 16: 349-351.
- Giannotti M. et al., 2004. Dati e considerazioni sulla distribuzione della civetta *Athene noctua* nei Campi Flegrei (Na). Atti Conv. Ital. sulla Civetta, I: 27-28
- Mastrorilli M. 2004. Considerazioni sulla densità della civetta *Athene noctua* in provincia di Cuneo. Atti Conv. Ital. Sulla Civetta, I: 24-26
- Sarà M. & Zanca L., 1989. Considerazioni sul censimento degli Strigiformi. Riv. Ital. Orn., 59: 3-16
- Zuberogitia I. & Campos L. F., 1998. Censusing Owls in large areas: a comparison between methods. Ardeola, 45: 47-53.

LA MIGRAZIONE PRIMAVERILE DELL'AVIFAUNA NEL PARCO NATURALE DEL MONTE SAN BARTOLO

UMBERTO GIUSINI⁽¹⁾, LAURENT SONET⁽²⁾ & VALERIA AMATIELLO⁽²⁾

⁽¹⁾ Via Casellina, 5 – 61012 Gradara (umberto.giusini@gradara.net)

⁽²⁾ Parco Naturale Regionale del Monte San Bartolo – Viale Varsavia, sn – 61121 Pesaro
(migrazionesanbartolo@provincia.ps.it)

Nel 1993 la Provincia di Pesaro e Urbino ha attivato un centro di cattura e inanelamento in collaborazione con l'I.S.P.R.A. e nel 1998 il Parco ha iniziato un rilevamento della migrazione visibile dei rapaci diurni, in collaborazione con l'Università di Urbino.

I risultati di questi due centri confermano l'importanza dell'area protetta per la migrazione primaverile di tutta l'avifauna.

Dal 1993 al 2008 sono stati inanellati 141.801 individui di 149 specie e 11 sottospecie (media: 8.862 individui/primavera) (Fig. 1). Alcune specie rarissime per la provincia e addirittura per l'Italia sono state inanellate sul San Bartolo: lo Sparviere levantino, inanellato nella primavera 2003, lo Storno roseo (2000) e il Grillaio (2008). Le specie catturate più numerose sono la Quaglia (31.690 individui, 22,3 % del totale), il Pettiroso (13.482 ind., 9,5%), la Capinera (12.546 ind., 8,8%) e il Prispolone (8.899 ind.6,2%).

Il centro di osservazione rapaci, da parte sua, ha rilevato dal 1998 al 2009 un totale di 32.154 rapaci di 23 specie ed una sotto-specie (media: 2679 rapaci/primavera) (Tab.1). Tre stesse specie sono risultate le più numerose nei dodici anni di rilevamento: il Falco pecchiaiolo, che rappresenta il 37,1% di tutti gli avvistamenti primaverili, il Falco di palude (26,6%) ed il Gheppio (10,7%).

Nessun'altra specie delle restanti ha superato il 5% degli avvistamenti. Sono state osservate infine molte specie rare per le nostre zone come: il Capovaccaio, l'Aquila minore, l'Aquila anatraia minore, l'Albanelle pallida, il Sacro, il Falco della regina, il Grillai e lo Smeriglio.

Il campo di osservazione ha avuto molto successo anche come volontariato: dall'inizio, più di 400 persone hanno partecipato al campo di cui il 10% di stranieri.

I risultati ottenuti confermano l'importanza di quest'area protetta per l'osservazione e l'inanellamento di tutta l'avifauna migratrice. Il parco del San Bartolo offre una configurazione topografica quasi ottimale (collina e falesia a picco sul mare) ed una posizione molto interessante (12 Km di costa Adriatica) nel bacino mediterraneo per la migrazione dell'avifauna.

Questa sorta di balcone sul mare si presenta quindi come un naturale ed interessantissimo punto d'osservazione privilegiato per poter ammirare e studiare l'avifauna. Il San Bartolo costituisce l'ultimo promontorio della costa Adriatica verso Nord e

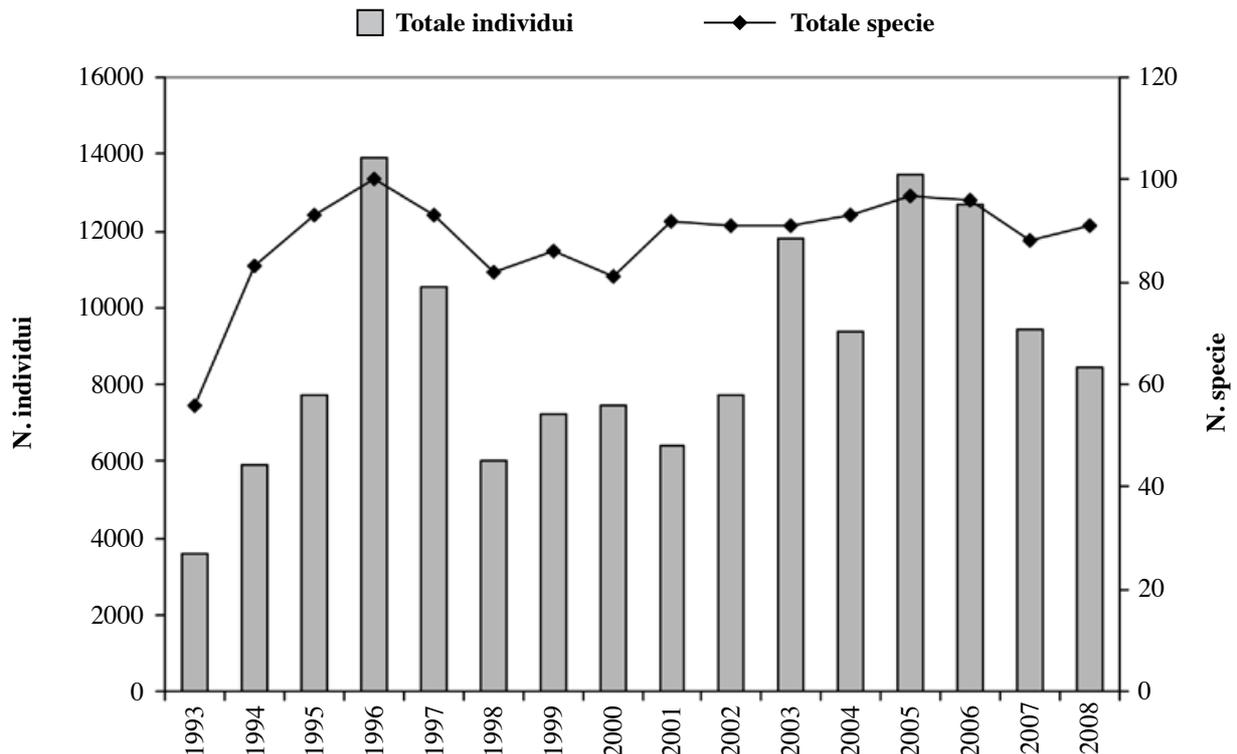


Fig. 1. Totale individui e specie catturati dal 1993 al 2008.

Specie	Totale Primavera 1998-2009	Specie	Totale Primavera 1998-2009
Falco pescatore	140	Sacro	4
Capovaccaio	3	Falco della regina	3
Aquila anatraia minore	1	Lanario	4
Aquila minore	3	Lodolaio	702
Biancone	13	Falco cuculo	1.726
Poiana	444	Gheppio	3.466
Poiana delle steppe*	1	Grillaio	32
Falco pecchiaiolo	11.936	Smeriglio	6
Nibbio bruno	288	Falconidae ind.	1.251
Nibbio reale	49	TOTALE	32.154
Falco di palude	8.560	Giorni di osservazione	916
Albanella reale	130	Ore di osservazione	6.344
Albanella minore	496	Altre specie	
Albanella pallida	29	Cicogna bianca	547
Astore	6	Cicogna nera	77
Sparviere	651	Gru	276
Accipitridae ind.	2.210		

* Sottospecie

Tab. 1. Totale rapaci osservati dal 1998 al 2009.

risulta pertanto essere un punto di concentrazione importante per i grandi migratori che seguono la costa e per quelli che attraversano gli Appennini pesaresi.

Ringraziamenti. Questi due campi non potrebbero essere stati realizzati senza il contributo di tutti i volontari, amici e appassionati, italiani e stranieri, che hanno partecipato alla raccolta dei dati e in particolare: Massimo Giusini, Andrea De Angelis, Roberto Ceccuci, Valerio Viglieno, Luisella Rosso, Daniela Maselli, Fabio Piccinetti, Vittoria Sangiorgio, Lisa Muner e Elena Giannetta.

Summary

The spring migration of birds in the San Bartolo Natural Park

In spring, the Natural Park are very important for the entire migratory birds. The first study, activated in 1993, is the ringing camp in collaboration with I.S.P.R.A: more than 141,000 birds of 149 species were ringed with some rarities like the Levant Sparrowhawk, Rose-coloured Starling and Lesser Kestrel.

The second study is the observation of the raptors migration, started in 1998, in collaboration with Urbino University: in 12 years more than 32,000 raptors of 23 species were observed with some rarities for the Park like Egyptian Vulture, Booted Eagle, Lesser Spotted Eagle, Pallid Harrier, Saker and Eleonora's Falcon.

This important passage of migratory birds, like raptors, passerines, crane, but also stork indicate a little "bottleneck" in this part of the Adriatic coast probably due to the conformation and the situation of this Park: it's the ultimate mount of the coast towards north.

**FATTORI AMBIENTALI E ABBONDANZA RIPRODUTTIVA
DELL'OCCHIOCOTTO *Sylvia melanocephala*
LUNGO LE COSTE DEL LAZIO (ITALIA CENTRALE)**

GASPARE GUERRIERI & AMALIA CASTALDI

GAROL (Gruppo Attività Ricerche Ornitologiche del Litorale)
Via Villabassa, 45 – 00124 Roma (g.guerrieri@mclink.it)

Intimamente legato agli ambienti di macchia (Massa, 1981), l'Occhiocotto *Sylvia melanocephala*, lungo le coste del Lazio, si riproduce spesso in habitat profondamente modificati dalle urbanizzazioni, dalle infrastrutture viarie e dalla frammentazione. Nel contributo viene valutata l'influenza della fisionomia del paesaggio sull'abbondanza riproduttiva della specie.

L'indagine è stata condotta in 10 aree campione del Lazio costiero ubicate tra Civitavecchia e Formia diversificate in funzione della continuità, della superficie e degli stress antropogenici (altitudine da 2 a 350 m s.l.m.). L'abbondanza della specie è stata valutata mediante 300 punti di osservazione-ascolto (POA) della durata di 10 minuti realizzati tra il primo aprile e il 30 giugno del 2004. I rilievi sono stati effettuati due volte al mese nelle ore del mattino (7-11) in 10 ambienti di macchia diversificati per struttura del paesaggio e per stato di frammentazione (30 POA per area). La selezione dell'habitat è stata analizzata nel luogo dove veniva effettuato il punto di ascolto a due diverse scale di paesaggio: su superfici circolari (UR) aventi raggio di 100 m (superficie 3.14 ha, 11 variabili) e su superfici di 0.01 ha ($r = 6$ m, 23 variabili). Per verificare se il numero medio di individui / POA fosse diverso tra aree, è stato applicato il test F per l'omogeneità delle varianze ($F = vM / vm$), previa trasformazione logaritmica dei dati [$x' = (\log x + 1)$], mentre per valutare le differenze tra gruppi di aree è stato utilizzato il test T per dati indipendenti. Il confronto univariato tra abbondanza di individui e variabili morfologiche e vegetazionali è stato effettuato mediante regressione lineare multipla. I rapporti esistenti tra descrittori ambientali e presenza o assenza della specie sono stati esplorati, sia a livello di paesaggio che di singola essenza arbustiva, utilizzando un campione randomizzato di 60 POA (5 POA per area) dove la specie era stata rilevata e in altrettanti dove era assente. Su questi è stata applicata l'analisi di regressione logistica binaria metodo forward Wald Stepwise. La significatività dell'analisi è stata testata con il Wald test e solo le variabili con significatività $P < 0.05$ sono state incluse nel modello (Hinsley et al., 1995). Per ridurre la collinearità le variabili intercorrelate ($r > 0.6$) sono state eliminate. La diversità in specie arbustive è stata calcolata mediante l'indice di Shannon e Weaver. L'abbondanza media di individui/POA è risultata diversa tra aree ($F_{9,140} = 9.0$, $P < 0.01$). In particolare, il numero medio di individui rilevato nei frammenti del litorale romano (0.61 ± 0.86 DS, $N = 180$) è significativamente più modesto di quello regi-

strato lungo le coste meridionali del Lazio (2.98 ± 1.69 DS, $N = 120$; $T = 15.2$, $P = 0.000$, g.l. 268). Rispetto ad ambienti di macchia continua, l'abbondanza della specie si riduce dove la componente arbustiva è stata sostituita in parte dall'ulivo ($t = 4.13$, $P < 0.01$, g.l. 58). I parametri strutturali che hanno un effetto positivo sul numero medio di individui / POA sono la superficie del frammento ($R^2 = 0.220$, $F = 33.3$, $P = 0.000$; $t = 5.77$, $P = 0.000$), l'altitudine ($R^2 = 0.543$, $F = 33.3$, $P = 0.000$; $t = 11.85$, $P = 0.000$), la pendenza del crinale ($R^2 = 0.316$, $F = 54.5$, $P = 0.000$; $t = 7.38$, $P = 0.000$) e la copertura arbustiva ($R^2 = 0.175$, $F = 25.0$, $P = 0.000$; $t = 7.0$, $P = 0.000$). L'altezza degli arbusti ($R^2 = 0.046$, $F = 5.7$, $P = 0.018$; $t = -2.4$, $P = 0.018$), la presenza umana ($R^2 = 0.120$, $F = 16.0$, $P = 0.000$; $t = -4.1$, $P = 0.000$) e l'intensità del traffico veicolare ($R^2 = 0.141$, $F = 19.4$, $P = 0.000$; $t = -4.4$, $P = 0.000$) contraggono l'abbondanza. L'incremento della copertura arbustiva influisce positivamente sulla presenza riproduttiva nell'intervallo compreso tra il 10 e l'80 %, ($q_s = 0.701$, $P < 0.05$, $N = 10$), mentre non sono state rilevate correlazioni con la diversità vegetale ($q_s = 0.418$, n.s., $N = 10$). Il modello estratto dall'analisi di regressione logistica riclassifica correttamente il 93.3 % dei casi (test omnibus dei coefficienti del modello: $\chi^2 = 121.1$, $df = 4$, $P = 0.000$) e trattiene 4 variabili. A livello di paesaggio, la presenza riproduttiva della specie è condizionata positivamente dall'altitudine ($B = 5.16$, $Wald = 21.27$, $P = 0.000$) e dall'altezza degli arbusti ($B = 2.16$, $Wald = 8.56$, $P = 0.003$); distanza dal mare ($B = -2.10$, $Wald = 10.34$, $P = 0.001$) e presenza umana ($B = -1.58$, $Wald = 4.37$, $P = 0.000$; B per la costante = -1.63) la inibiscono.

L'analisi di regressione logistica applicata alle variabili vegetali riclassifica correttamente l'88.3 % dei casi (test omnibus dei coefficienti del modello: $\chi^2 = 74.3$, $df = 3$, $P = 0.000$) e trattiene 3 specie. Di queste, *Myrtus communis* ($B = 1.06$, $Wald = 11.84$, $P = 0.001$) e *Chamaecytisus spinescens* ($B = 1.43$, $Wald = 20.09$, $P = 0.000$) favoriscono la presenza riproduttiva, *Olea europaea europaea* ($B = -0.66$, $Wald = 5.32$, $P = 0.021$; B per la costante = -0.32) la limita.

Nelle aree considerate, l'habitat ottimale sembra costituito dalle formazioni arbustive continue, interrotte da appezzamenti coltivati di pochi ettari. Nel Lazio, la specie è più abbondante negli arbusteti degli orizzonti più aridi e caldi del Mediterraneo dove, tra le essenze della macchia, è più elevata la componente di *Myrtus communis* e *Chamaecytisus spinescens*. Garighe di recente costituzione vengono rapidamente colonizzate; l'abbondanza, tuttavia, è più modesta quando tali ambienti sono ubicati in ecosistemi isolati. Nell'indagine si conferma l'adattabilità dell'Occhiocotto alle aree urbanizzate (Salvati, 1996). In queste situazioni, tuttavia, l'abbondanza diminuisce e nei parchi e nei giardini di aree urbanizzate, per lo più costituiti da essenze alloctone, la presenza è irrilevante. Fattore limitante al quale la specie è sensibile, è costituito dall'intensità del traffico veicolare. La frammentazione indotta dalla rete stradale rende precaria la presenza della specie, in particolar modo in ambienti percorsi da strade che isolano il frammento. Ad un migliore stato di conservazione sui rilievi costieri del Lazio meridionale, fa riscontro un declino della specie nelle aree più compromesse dalla viabilità, dalle urbanizzazioni e dalla frammentazione.

Summary

Influence of environmental factors on the breeding success of Sardinian Warbler *Sylvia Melanocephala* along the coasts of Latium

Point Counts were employed during the breeding season 2004 to identify environmental features influencing the breeding success of Sardinian Warbler *Sylvia Melanocephala* in 10 areas of Mediterranean scrubs along the Latium coast. Species abundance appeared directly related to the size of the area, the altitude, the ridge slopes and the extent of bush land. The average number of individuals observed in urbanized areas near Rome - isolated by busy roads - is less than that observed in continuous and less developed areas. In particular, the abundance of Sardinian Warbler decreased with increasing traffic and anthropogenic disturbance. Logistic regression showed that the presence of the study species is mostly influenced by the altitude, the distance from the coast, the height of bushes and human presence whilst bush species such as *Myrtus communis* and *Chamaecytisus spinescens* were positively associated with its presence.

BIBLIOGRAFIA

- Hinsley S.A., Bellamy P.E., Newton I. & Sparks T.H., 1995. Habitat and landscape factor influencing the presence of individual breeding bird species in woodland fragments. *Journal of Avian Biology*, 26: 94-104.
- Massa B., 1981. Primi studi sulla nicchia ecologica di cinque silvidi (Genere *Sylvia*) in Sicilia. *Riv. Ital. Orn.*, 51 (3-4): 167-178.
- Salvati L., 1996. Occhiocotto. In: Cignini B. & Zapparoli M. (eds). *Atlante degli uccelli nidificanti a Roma*. Fratelli Palombi Editori, Roma: 86.
- Shannon C.E. & Weaver W., 1963. *Mathematical theory of communication*. Illinois University Press, Urbana.

STATUS, DISTRIBUZIONE E SCELTE RIPRODUTTIVE DEL NIBBIO BRUNO *Milvus migrans* NEL LAZIO

GASPARE GUERRIERI & UMBERTO DE GIACOMO

ALTURA (Associazione per la Tutela degli Uccelli Rapaci e dei loro Ambienti)

GAROL (Gruppo Attività Ricerche Ornitologiche del Litorale)

Via Villabassa, 45 – 00124 Roma (g.guerrieri@mclink.it)

Migratore e nidificante, il Nibbio bruno *Milvus migrans* nel Lazio colonizza non uniformemente il nord ovest regionale, i principali bacini lacustri, la valle del Tevere, la piana reatina e le aree collinari della valle del fiume Sacco e del Liri. Il numero di coppie stimato tra il 1980 e il 1995 si aggirava intorno alle 100-200 coppie (Petretti, 1995), mentre una valutazione più recente sembrerebbe indicare un qualche decremento (80-109 coppie; De Giacomo & Tinelli, 2006). Scopo dell'indagine è stato quello di valutare l'attuale status, la distribuzione e la produttività della specie nei più importanti insediamenti regionali.

Nel periodo compreso tra il primo aprile e il 31 maggio del 2008, durante 24 giornate di campo, sono stati sottoposti a controllo gli insediamenti riproduttivi di Castelporziano, Castel di Guido, Anguillara Sabazia, Castel Giuliano, Monti della Tolfa, media valle del Fiora e Monte Rufeno. Nelle aree non visitate, per le sole nidificazioni probabili o certe, sono state utilizzati i dati del PAUNIL (Progetto Atlante degli Uccelli Nidificanti nel Lazio 2006-2009), escludendo le riproduzioni eventuali a causa dell'elevata presenza di individui non riproduttivi che si insediano nella regione (De Giacomo & Guerrieri, 2008). La produttività è stata valutata nella Tenuta Presidenziale di Castelporziano e nell'insediamento di Anguillara Sabazia nel periodo compreso tra il 20 giugno e il 30 luglio durante ulteriori 17 giornate di campo.

Le aree più interessate dalla riproduzione della specie si trovano nei pressi di Roma, dove sono presenti le colonie lasse più importanti. Tra queste, maggiore rilevanza viene assunta dalla popolazione romana costituita da circa 50 coppie ripartite in 3 insediamenti (De Giacomo et al., 2004a). Colonizzazioni meno consistenti sono state rilevate nei pressi del Lago di Bracciano, lungo la valle del fiume Sacco e nelle colline prospicienti il Lago di Canterno. Sui Monti della Tolfa il Nibbio bruno si distribuisce in coppie isolate tra loro distanti da 0.5 a 5 km sui rilievi collinari e lungo la valle del Mignone. Coppie disperse nidificano lungo la media valle del fiume Fiora e del Paglia, nella Selva del Lamone, nei pressi del Lago di Bolsena, lungo la valle del Tevere, nei laghi della piana reatina, nella valle del Sacco e del Liri presso Ceprano e Pontecorvo. Nidifica ad altitudini comprese tra 20 e 550 m, ma il numero di coppie diminuisce con l'altitudine ($r^2 = 0.692$, $F = 22.52$, $P < 0.001$, g.l. 11, $t = -4.74$, $P < 0.001$); i massimi distributivi sono stati rilevati entro i 100 m di quota (41.6 %, $N = 125$). Su un campione di 125 siti di nidificazione, 57 sono stati selezionati nei pres-

si di corpi idrici (distanza < 1 km), 12 in vicinanza di una discarica (distanza < di 5 km) e 44 in prossimità di corpi idrici e di discariche (De Giacomo et al., 2004a; Castaldi & Guerrieri, 2006). I boschi di querce caducifoglie e misti sono le formazioni forestali più utilizzate per nidificare. La specie colonizza anche leccete, sugherete e impianti di specie alloctone ad *Eucalyptus* spp. e *Pinus* spp.

Nelle aree sottoposte a controllo sono stati individuati 92 territori. Di questi, 62 si riferiscono a coppie nidificanti certe e 22 a coppie nidificanti probabili. Altre 15 coppie certe e 18 probabili, riferite alle aree non controllate, sono state aggiunte consultando i rilievi del progetto PAUNIL 2006-2009. Nel Lazio, non considerando le nidificazioni eventuali a causa della diffusa presenza di individui non riproduttivi (De Giacomo & Guerrieri, 2008), si dovrebbero riprodurre tra le 77 e le 117 coppie, popolazione più modesta di quella valutata negli anni '90 (100-200 coppie; Petretti, 1995), ma in linea rispetto a quanto valutato in tempi recenti (80-109 coppie; De Giacomo & Tinelli, 2006). Nel corso degli ultimi decenni, le coppie insediate in ambienti più integri come i Monti della Tolfa sono diminuite, passando dalle 42 del 1981 (Petretti & Petretti, 1981) alle 27 del 2008 (- 36 %). In aree più alterate e prossime alle discariche, invece, gli insediamenti riproduttivi sono aumentati e dalle 9 coppie registrate in un solo nucleo a Castelporziano nel 1981 (Tinelli & Tinelli, 1983), si è passati alle 51 attuali ripartite in tre distinte colonie.

Del 40.3 % delle coppie certe (N = 62) è stato rilevato il numero di giovani involati. La produttività, nel 2008, è stata di 1.92 ± 0.49 D.S. giovani / coppia di successo, valore significativamente più elevato ($t = 3.43$, $P < 0.01$, g.l. 54) di quello registrato a Castelporziano nel periodo 2001-2004 (1.42 ± 0.56 D.S.; De Giacomo et al. 2004b). Nel Lazio la stabilità delle popolazioni è minacciata dall'imminente chiusura delle discariche di rifiuti. I più importanti insediamenti della regione, infatti, dipendono in larga misura da questa risorsa, come rilevato in studi specifici (Castaldi & Guerrieri, 2006; De Giacomo & Guerrieri, 2008).

Ringraziamenti. Si ringraziano Fabio Borlenghi, Santino Di Carlo, Andrea Minganti e Stefano Sarrocco per i rilievi effettuati in alcune aree.

Summary

Status, distribution and breeding habitat selection of the Black Kite *Milvus migrans* in the Latium region

During the 2008 breeding season we have studied the status and productivity of the Black Kite *Milvus migrans* in the most important reproductive settlements of the region. The areas most densely colonised by the species were located near Rome, where the largest colony was observed. Smaller colonies were detected on the Monti della Tolfa, in proximity of Lake Bracciano, along the Sacco and Liri river valley and on the hills nearby the Lake Canterno. Isolated pairs were observed along the Tevere, Fiora and Paglia river valleys, nearby Lake Bolsena and by the lakes of the Rieti plain. The species nested within 20 and 550 m in proximity of water bodies and

rubbish dumps, especially in deciduous oak-forests. 77 certain and 40 probable nesting pairs was detected during the survey. The productivity, in 2008, was 1.92 ± 0.49 juveniles/successful pair. The imminent closing of rubbish dumps is likely to threaten the stability of the population in Latium Region.

BIBLIOGRAFIA

- Castaldi A. & Guerrieri G., 2006. Ritmi d'attività e uso dell'habitat trofico nella popolazione romana di Nibbio bruno *Milvus migrans* (Italia centrale). In: Atti del Convegno "Status e conservazione del Nibbio reale e del Nibbio bruno in Italia e in Europa meridionale". Serra S. Quirico 11-12 marzo 2006. Parco Naturale Gola della Rossa e di Frasassi, Comunità Montana dell'Esino-Frasassi, Altura: 42-43.
- De Giacomo U., Battisti C., Cecere J. G., Ricci S., Borlenghi F. & Tinelli A. 2004a. La popolazione romana di Nibbio bruno (*Milvus migrans*): aspetti ecologici. In: Corsetti L. (Ed.). Atti del Convegno Uccelli Rapaci nel Lazio, Sperlonga 13/12/2003. Edizioni Belvedere LT: 95-124.
- De Giacomo U., Tinelli A. & Bruni A., 2004b. Il Monitoraggio degli Accipitriformi nella Tenuta di Castelporziano. In: Corsetti L. (Ed.). Atti del Convegno Uccelli Rapaci nel Lazio, Sperlonga 13/12/2003. Edizioni Belvedere LT: 65-84.
- De Giacomo U. & Tinelli A., 2006. Status del Nibbio bruno nel Lazio. In: Atti del Convegno "Status e conservazione del Nibbio reale e del Nibbio bruno in Italia e in Europa meridionale". Serra S. Quirico 11-12 marzo 2006. Parco Naturale Gola della Rossa e di Frasassi, Comunità Montana dell'Esino-Frasassi, Altura: 53-54.
- De Giacomo U. & Guerrieri G., 2008. The feeding behaviour of the Black kite (*Milvus migrans*) in the rubbish dump of Rome. *J. Raptor Res.*, 42 (2): 110-118.
- Petretti F., 1995. Nibbio bruno, *Milvus migrans*. In Atlante degli Uccelli Nidificanti nel Lazio. Boano A., Brunelli M., Bulgarini F., Montemaggiori A., Sarrocco S., Visentin M. (Eds.). Alula, II: 25-26.
- Petretti A. & Petretti F., 1981. A population of diurnal raptors in central Italy. *Le Gerfault*, 71: 143-156.
- Tinelli A. & Tinelli P., 1983. Osservazioni sulla nidificazione del Nibbio bruno nella Tenuta di Castelporziano nel 1981. *Gli Uccelli d'Italia*, 4: 240-244.

STATUS, DISTRIBUZIONE E SCELTE RIPRODUTTIVE DELLA POIANA *Buteo buteo* NEL LAZIO

GASPARE GUERRIERI, AMALIA CASTALDI & UMBERTO DE GIACOMO

ALTURA (Associazione per la Tutela degli Uccelli Rapaci e dei loro Ambienti)

GAROL (Gruppo Attività Ricerche Ornitologiche del Litorale)

Via Villabassa, 45 – 00124 Roma (g.guerrieri@mclink.it)

Sedentaria in tutta l'area collinare e montana del Lazio, la Poiana *Buteo buteo*, negli anni '90 occupava la fascia pianeggiante solo in limitate aree (Cerasoli, 1995) ed era presente con una popolazione nidificante stimata in 250-500 coppie (SROP, 1987). Scopo dell'indagine è stato quello di valutare quale fosse l'attuale distribuzione e la produttività della specie nella regione, parametri considerati di recente importanti fattori ecologici di valutazione dell'impatto ambientale indotto dalle pratiche umane. Dal primo marzo al 30 giugno del 2008, all'interno di 14 macroaree (superficie complessiva 9.986 km²) idonee alla riproduzione, sono stati percorsi in auto, dalle 10 alle 17, una sola volta nel corso della stagione, 481 transetti aventi una lunghezza di 5 km. Il metodo ha consentito di esplorare vaste aree e di ottenere un campione rappresentativo delle abbondanze (Meunier et al., 2000). Gli itinerari, la cui lunghezza è stata suggerita dall'elevato frazionamento ambientale della regione, sono stati percorsi ad una velocità di 20-40 km orari e sono stati realizzati lungo strade secondarie ubicate alla base dei crinali collinari e montani e a margine delle formazioni boschive di pianura. Durante ogni percorso, in luoghi caratterizzati da buona visibilità e tra loro distanti almeno 2 km, sono stati eseguiti anche due punti di osservazione/ascolto della durata di 5 minuti (Bibby et al., 2000).

Il numero di transetti, effettuato per area, è stato stabilito tenendo conto della continuità ecologica della macroarea indagata ed è stato correlato alla sua superficie ($r_s = 0.83$, $P < 0.01$). Ad ogni contatto avuto con la specie, oltre all'indizio di nidificazione (eventuale, probabile, certa), venivano registrate la tipologia ambientale, la presenza di urbanizzazioni e la viabilità, valutate su superfici circolari aventi raggio di 600 m e centro il contatto.

Per aumentare la numerosità del campione relativo alle coppie nidificanti certe e per effettuare una stima del numero di giovani involati per coppia di successo, nel periodo compreso tra il 10 giugno e il 31 luglio, sono state effettuate altre 15 giornate di campo in aree già conosciute. In questa fase, i gruppi familiari o i giovani sono stati attribuiti alla coppia o all'individuo che, nel primo rilievo, risultavano più vicini. Le macroaree sono state selezionate in funzione delle caratteristiche ambientali, della continuità ecologica e delle urbanizzazioni.

I contatti avuti con la specie durante i transetti, sono stati trasformati in valori medio-area \pm DS (deviazione standard), normalizzati mediante la formula $x' = \log(x + 1)$ e confrontati con il test t di Student.

Durante il monitoraggio sono state identificate 226 aree occupate ed è stato registrato un numero medio di contatti/km uguale a 0.094 ± 0.131 DS (contatti/transetto 0.470 ± 0.655 DS, N = 481).

I comprensori più interessati dalla presenza della specie sono ubicati nel Tolfetano-Cerite (0.860 ± 0.774 DS contatti/transetto, N = 43), sui M. Cimini (0.778 ± 0.878 , N = 18) e nel Cicolano (0.720 ± 0.730 DS, N = 50). Abbondanze relative prossime alla media regionale sono state individuate sui M. Volsini e nella Tuscia (0.511 ± 0.585 DS, N = 47), sui M. della Meta, sulle Mainarde, sul M. Cairo (0.475 ± 0.640 DS, N = 40), sui M. Ausoni e Aurunci (0.433 ± 0.657 DS, N = 56) e sui M. Sabini (0.429 ± 0.298 DS, N = 21).

I valori più modesti sono stati rilevati nei frammenti boschivi della media valle del Tevere e nelle gole tufiche del Treia (0.250 ± 0.444 DS, N = 20), sui Monti Lepini (0.235 ± 0.431 DS, N = 34) e sui Colli Albani (0.200 ± 0.414 DS, N=15). Il numero medio di contatti/transetto, calcolato in aree a più alta e a più bassa presenza, è significativamente diverso (*valori trasformati*: Tolfetano-Cerite vs Colli Albani, $t = 2.92$, $P < 0.01$, g.l.56). Il numero medio di contatti registrato nei boschi planiziarci costieri (0.448 ± 0.985 DS, N = 29) è sostenuto quasi esclusivamente dall'insediamento di Castelporziano.

La Poiana è stata osservata fino ad un'altitudine di 1600 m s.l.m. e, come rilevato anche sull'Appennino Centrale (Penteriani & Sergio, 2004), oltre i 900 m la presenza diminuisce significativamente ($r_s = -0.958$, $P < 0.01$, N = 8).

I boschi di querce caducifoglie (40.7 %) e misti (26.8 %) sono le formazioni forestali nelle quali è stato individuato il maggior numero di nidificazioni certe e probabili. La Poiana si riproduce anche nelle leccete, nei castagneti, nelle faggete e nei boschi igrofilo.

La specie tende a colonizzare comprensori privi di presenza umana stabile e solo l'8.3 % delle coppie (N = 145) è risultata insediarsi in aree a bassa urbanizzazione (abitativo < 10 % del totale superficiale). Nel 90% dei territori non esisteva viabilità, mentre nell'8.7% del campione erano presenti strade comunali e provinciali.

Nel corso dell'indagine sono state individuate 78 coppie nidificanti certe, 67 coppie probabili e 81 (21.83 %) non hanno consentito di effettuare ipotesi. La popolazione individuata nel 2008 ha una distribuzione più ampia di quella rilevata nel precedente atlante (Cerasoli, 1995).

La produttività rilevata nel 2008 è stata di 1.8 ± 0.6 D.S. giovani/coppia di successo (range 1-3, N = 47). Durante l'indagine, in 6 aree colonizzate dalla Poiana, è stata rilevata la presenza di impianti eolici e in 28 erano in funzione anemometri per la valutazione d'idoneità.

Nel Lazio, la maggior parte dei progetti in fase di studio prevede l'installazione di aerogeneratori in aree vitali per la riproduzione (Borlenghi, 2004).

Ringraziamenti. Gli autori ringraziano Gianni Lauretti e Fabio Borlenghi per aver fornito indicazioni sulla riproduzione della Poiana in alcune aree.

Summary

Status, distribution and breeding habitat selection of the Buzzard *Buteo Buteo* in Latium Region

481 road car transects (five km long) and 962 points count were employed in the breeding season 2008 in 14 “macroareas” potentially suitable for the reproduction of the Buzzard *Buteo buteo* to assess its distribution and breeding success. We have identified 226 occupied territories and the average number of individuals/ transect was 0.470 ± 0.655 . The Buzzard was observed up to 1600 m above sea level, although beyond 900 m the presence decreased significantly. The highest number of confirmed and probable nest-buildings was observed within deciduous oak-forests. The species, nevertheless, bred also in ilex groves, chestnut and beech woodlands. The Buzzard colonized uninhabited areas and only 8.3% of the pairs settled in low urbanized areas. In 90% of the identified territories there was no road access, whilst the remaining 10% was only crossed by secondary roads. The species was more abundant on the Tolfa, Cimini and Cicolano Mountains; low densities were detected on the Lepini Mountains and on the Albani Hills. The productivity rate, during the studied year, was 1.8 ± 0.6 juveniles / successful pairs (range 1-3).

BIBLIOGRAFIA

- Bibby C.J., Burgess N.D., Hill D.A. & Mustoe S.H., 2000. Bird census techniques. Academic Press, London.
- Borlenghi F., 2004. Impianti eolici nel Lazio: loro impatto sugli uccelli rapaci. In Corsetti L. (Ed.). Uccelli rapaci nel Lazio: status e distribuzione, strategie di conservazione. Atti del Convegno, Sperlonga, 13 dicembre 2003, Ed. Belvedere, Latina, Italy: 155-158.
- Cerasoli M., 1995. Poiana *Buteo buteo*. In Boano A., Brunelli M., Bulgarini F., Montemaggiori A., Sarrocco S. & Visentin M. (Eds). Atlante degli Uccelli nidificanti nel Lazio. Alula, 2: 34-35.
- Meunier F.D., Verheyden C. & Jouventin P., 2000. Use of roadsides by diurnal raptors in agricultural landscapes. Biological Conservation, 92: 291-298.
- Penteriani V. & Sergio F., 2004. Poiana *Buteo buteo*. In Spagnesi M. & Serra L. (a cura di). Quad. Cons. Natura, 21, Min. Ambiente-Ist. Naz. Fauna Selvatica.
- SROPU, 1987. I Rapaci nel Lazio. Quaderno Lazionatura n° 6. Regione Lazio Sistema dei Parchi e della Riserve Naturali e S.R.O.P.U. Assessorato al Bilancio e Programmazione della Regione Lazio: 36-38.

PRIMA NIDIFICAZIONE DEL BIANCONE *Circaetus gallicus* SUL MONTE PISANO

ROBERTO GUGLIELMI

Via Italo Simon, 21 – 56124 Pisa

Nel 2008 e nel 2009 è stata effettuata una ricerca sullo status del Biancone *Circaetus gallicus* sul Monte Pisano (PI; LU). Al termine del primo anno di ricerca è stato possibile accertare la presenza di due coppie territoriali della specie, di cui una nidificante. Nel secondo anno di indagine, la nidificazione da parte della coppia già riprodottasi l'anno prima, si è ripetuta. La nidificazione della specie sul monte non era segnalata in letteratura, e questa indagine ha voluto colmare questa lacuna.

L'area di studio comprende il gruppo dei Monti Pisani, situato tra le Province di Pisa e Lucca. Il sistema montuoso si estende per circa 16000 ettari lungo un asse prevalente che va da Nord-Ovest a Sud-Est, ed ha la sua cima più alta nel Monte Serra (917 m s.l.m.). La vegetazione d'alto fusto è caratterizzata da castagneti (25%) e da pinete a *Pinus pinaster* Aiter (36%), mentre garighe, macchie, e macchie post-incendio occupano insieme il 21% della superficie totale (Bertacchi et al., 2004).

La ricerca in campo è stata condotta, sia nel 2008 che nel 2009, dai primi giorni di marzo fino alla metà di settembre. Inizialmente, non avendo alcun dato pregresso sulla presenza della specie nell'area di studio, si è proceduto compiendo osservazioni da punti sopraelevati e panoramici, dai quali fosse possibile controllare ampi orizzonti visivi, per contattare i rapaci durante i voli di trasferimento lungo le loro rotte preferenziali (*flyways*) dell'home range. Le osservazioni sono state effettuate con binocolo 10x e cannocchiale 20-60x. L'allevamento del *pullus* della coppia nidificante è stato seguito a distanza (4-500 metri) con il cannocchiale, per evitare ogni forma di disturbo. Nel 2009, le osservazioni si sono concentrate nell'area del nido sin dall'arrivo dei Bianconi, e il ciclo riproduttivo è stato seguito regolarmente, dalla copula fino all'involo del giovane. Inoltre, dal 13 luglio 2009, sono state compiute osservazioni ravvicinate al nido dall'interno di un capanno mimetico.

Nel 2008, le osservazioni hanno consentito di stabilire la presenza di due coppie territoriali di Biancone, in due distinti settori del Monte, da ora in poi denominati settore "A" e settore "B", distanti in linea d'aria circa 10 km l'uno dall'altro. Nel 2009 non viene osservata più la coppia del settore "A", ma solo quella del settore "B". L'albero scelto per costruire il nido nel 2009 dista circa 500 m da quello scelto nel 2008. Qui di seguito vengono riportate le osservazioni salienti del 2008 e del 2009, divise per settore:

Osservazioni salienti del 2008, settore "A". Il 4 giugno una coppia di Bianconi (di cui uno con corpo interamente bianco) è osservata effettuare un *mutual soaring*; il 15

Anno	Altitudine (m s.l.m.)	Posizione versante	Altezza albero (m)	Dbh* (cm)	Specie botanica
2008	440	Terzo superiore	5	35	<i>Pinus pinaster</i> Aiton
2009	460	Terzo superiore	8	27	<i>Pinus pinaster</i> Aiton

* diametro del tronco, a petto d'uomo

Tab. 1. Parametri fisici dei siti di nidificazione della coppia di Bianconi *Circaetus gallicus* nidificanti sul Monte Pisano nei due anni di indagine (2008-2009).

giugno è osservata ancora la coppia di Bianconi (di cui uno è l'individuo "bianco") in *mutual soaring*; nei giorni 18, 19, 20, 21 giugno, e 7 luglio, è osservato un Biancone in *hovering* in ex-cava.

Osservazioni salienti del 2008, settore "B". La coppia è osservata per la prima volta insieme, su posatoio notturno, rappresentato da un ramo di Pino marittimo, alle ore 19:00 del 30 giugno; il 1° luglio i due membri della coppia, nella stessa area effettuano un'esibizione di *talon-grapping*; il 27 agosto è osservato un Biancone adulto consegnare un Ofide ad un Biancone giovane da poco involato, posato su ramo di Pino, a pochi metri dal posatoio notturno; l'8 settembre il Biancone giovane è visto posarsi sul nido e restare per 4 ore ininterrotte; il 12 settembre sono visti i tre Bianconi in volo (la coppia riproduttiva con il giovane dell'anno).

Osservazioni salienti del 2009, settore "B". Il 18 marzo la coppia di Bianconi è già nell'area di nidificazione, e i due membri della coppia effettuano visite alla chioma dell'albero scelto per il nido. Il 21 marzo i due Bianconi vengono visti in copula (ore: 16.00) su ramo di pino poco distante dall'albero del nido; il 13 luglio viene osservato per la prima volta il *pullus* di Biancone nel nido; nei giorni 17, 19, 22, 25, 26, 28, 29 luglio, e 2 agosto viene osservato il *pullus* al nido, nonché diversi rifornimenti di ofidi da parte dei genitori; il 9 agosto il nido è vuoto; il 24 agosto il Biancone giovane sorvola l'area del nido.

In tabella 1 sono riportati i parametri fisici dei due siti di nidificazione.

Secondo l'Atlante degli uccelli nidificanti in Toscana (Tellini Florenzano et al., 1997), il Biancone è assente come nidificante dal Monte Pisano, pertanto la scoperta di una coppia nidificante nell'area di studio assume un valore faunistico a scala locale/regionale.

La scelta di una conifera, priva di cimale, per nidificare, nonché la collocazione dell'albero del nido nel terzo superiore del pendio, l'altezza del nido dal suolo, e la quota altimetrica, sono in linea con quanto si riscontra in letteratura per questa specie (Cattaneo e Petretti, 1992).

La densità di coppie territoriali, comunque, si attesta su valori bassi, dell'ordine di una coppia per 80 km², laddove in altri contesti ambientali italiani, come i Monti

della Tolfa e il Parco della Maremma, la densità di popolazione si aggira intorno ai valori di, rispettivamente, una coppia per 35,6 km² e una coppia per 30 km² (Petretti, 2008). La bassa densità di popolazione sul Monte Pisano si potrebbe spiegare con una ridotta superficie in termini percentuali rispetto alla superficie totale - di zone aperte, che sono quelle dove la specie va in caccia.

Le minacce alla specie sul Monte Pisano sono svariate:

- 1) parapendio, praticato massicciamente sui pendii aridi dove il Biancone va in caccia;
- 2) incendi boschivi;
- 3) apertura di strade forestali;
- 4) disturbo arrecato dalla caccia, che si apre a settembre, quando i Bianconi sono ancora nel territorio di nidificazione.

Alla luce della nidificazione del Biancone sui Monti Pisani, in futuro bisognerà quindi riconsiderare il regime giuridico delle aree protette inserite nel contesto dei monti, dove attualmente sono presenti delle A.N.P.I.L. (Aree Naturali Protette di Interesse Locale), caratterizzate da vincoli blandi.

Ringraziamenti. Si ringraziano Marco Zuffi, del Museo di Storia Naturale e del Territorio di Pisa, e Adolfo Cappelli, Assessore all'Ambiente del Comune di Calci, per il supporto logistico e amministrativo fornito.

Summary

First breeding of Short-toed Eagle on the Pisano Mont

In two years, 2008 and 2009, the Author carried out a research to collect data about the status of Short-toed Eagle on the Pisano Mont. This mountain stretches for 180 km² and its maxim height is 917 m on the sea level. Its surface is covered for the 36% from pinewoods with *Pinus pinaster* Aiton. In the 2008, in this area, the Author found two territorial pairs of Short-toed Eagle, whole one was successful breeding. In the second year, 2009, there was just a pair, which bred successful, while the other territorial pair disappeared. No data exist about the breeding of this species for this area, so this discovering is important from a faunistic point of view.

BIBLIOGRAFIA

- Bertacchi A., Sani A., Tomei P. E., 2004. La vegetazione del Monte Pisano. Felici Editore, Ospedaletto (Pisa).
- Cattaneo G. e Petretti F., 1992. Biancone *Circaetus gallicus* (Gmelin, 1788). In: Bricchetti P., De Franceschi P., Baccetti N. (eds.) 1992. Fauna d'Italia. Uccelli. I. Calderini Bologna. 520-526.
- Petretti F., 2008. L'aquila dei serpenti. Pandion Edizioni Roma.
- Tellini Florenzano G., Arcamone E., Baccetti N., Meschini E., Sposimo P. (eds.), 1997. Atlante degli Uccelli nidificanti e svernanti in Toscana (1982-1992). Quad. Mus. Stor. Nat. Livorno, Monografia n. 1.

MONITORAGGIO DELL'AVIFAUNA IN UNA AREA STEPPICA DELLA BASILICATA

GUGLIELMO LONDI⁽¹⁾, EGIDIO FULCO⁽²⁾, TOMMASO CAMPEDELLI⁽¹⁾,
SIMONETTA CUTINI⁽¹⁾ & GUIDO TELLINI FLORENZANO⁽¹⁾

⁽¹⁾ DREAM Italia – Via dei Guazzi, 31 – I-52013 Poppi (AR) (tellini@dream-italia.it)

⁽²⁾ Studio Naturalistico Milvus – Via delle Gardenie, 15 – 85042 Lagonegro (PZ)
(egidiofulco@yahoo.it)

Lo studio interessa un'area della Basilicata nord-orientale, ai confini con il Parco Nazionale dell'Alta Murgia, comprendente i comuni di Montemilone, Banzi, Palazzo San Gervasio ed in parte Genzano di Lucania e costituito essenzialmente da vaste coltivazioni cerealicole.

Abbiamo raccolto i dati con transetti lineari, in giugno per la comunità nidificante (14.76 km nel 2008, 15.12 km nel 2009), in novembre e dicembre 2008 per la comunità svernante (14.76 km). Per lo studio dei rapaci e dei grandi veleggiatori abbiamo utilizzato osservazioni da punti fissi in 21 giornate tra il 1 agosto e il 5 ottobre e 5 giornate dal 4 all'8 novembre 2008 per la migrazione e la dispersione postriproduttiva, 4 giornate tra il 14 il 18 dicembre 2008 per gli svernanti e 12 giornate tra il 27 marzo e il 17 maggio 2009 per la migrazione primaverile. Abbiamo inoltre raccolto numerosi dati integrativi (senza metodologia standard) per un totale di 54 giornate di rilievi tra il giugno 2008 e il giugno 2009.

Le specie censite sono nel complesso 98 di cui 19 inserite nell'allegato I della direttiva 79/409/CEE. Per quanto riguarda la nidificazione, oltre alle specie della Tab. 1 c'è da aggiungere la presenza di *Motacilla flava*, *Monticola solitarius*, *Sylvia conspicillata*, *Lanius minor* certamente nidificanti nell'area e di *Passer hispaniolensis* la cui nidificazione è da considerare possibile. Oltre alle specie della Tab. 2, da segnalare la presenza invernale di *Lanius excubitor*.

L'elemento di maggior interesse è la ricca comunità ornitica nidificante degli uccelli legati ad ambienti steppici tra cui particolare importanza rivestono *Melanocorypha calandra*, che conta popolazioni numerosissime (nel luglio 2008 è stato osservato un gruppo di oltre 700 individui) con indici di abbondanza, in periodo riproduttivo, superiori a quelli riscontrati in coltivi nell'area delle gravine ioniche, anche se inferiori a quelli di ambienti di pseudosteppa, e *Calandrella brachydactyla* che registra indici superiori sia a quelli dei coltivi che delle pseudosteppe (Sorace et al., 2008). Sono presenti anche altre specie steppiche di elevato interesse (*Lanius minor*, *Oenanthe hispanica*) anche se molto più localizzate.

Secondo elemento d'interesse il popolamento di rapaci diurni. *Milvus milvus* e *M. migrans* sono molto comuni nel periodo di nidificazione (del resto la Basilicata ospita la maggior parte delle coppie nidificanti in Italia, Allavena et al., 2006). *M. milvus*

specie	IKA	specie	IKA	specie	IKA
<i>Milvus migrans</i>	0.73	<i>Motacilla alba</i>	0.20	<i>Sitta europaea</i>	0.20
<i>Milvus milvus</i>	0.07	<i>Troglodytes troglodytes</i>	0.46	<i>Certhia brachydactyla</i>	0.07
<i>Buteo buteo</i>	0.46	<i>Erithacus rubecula</i>	0.26	<i>Oriolus oriolus</i>	0.66
<i>Falco naumanni</i>	0.20	<i>Luscinia megarhynchos</i>	0.53	<i>Lanius collurio</i>	0.13
<i>Coturnix coturnix</i>	0.53	<i>Saxicola torquatus</i>	0.20	<i>Lanius senator</i>	0.20
<i>Columba palumbus</i>	0.66	<i>Oenanthe oenanthe</i>	0.07	<i>Garrulus glandarius</i>	0.07
<i>Streptopelia decaocto</i>	0.07	<i>Oenanthe hispanica</i>	0.07	<i>Pica pica</i>	0.60
<i>Streptopelia turtur</i>	0.26	<i>Turdus merula</i>	0.53	<i>Corvus cornix</i>	1.12
<i>Apus apus</i>	1.59	<i>Turdus merula</i>	0.53	<i>Corvus corax</i>	0.07
<i>Merops apiaster</i>	0.20	<i>Cettia cetti</i>	0.13	<i>Passer domesticus Italiae</i>	5.95
<i>Upupa epops</i>	0.46	<i>Cisticola juncidis</i>	0.66	<i>Passer montanus</i>	0.07
<i>Picus viridis</i>	0.20	<i>Acrocephalus scirpaceus</i>	0.13	<i>Petronia petronia</i>	0.13
<i>Dendrocopos major</i>	0.07	<i>Sylvia melanocephala</i>	0.26	<i>Fringilla coelebs</i>	0.53
<i>Dendrocopos minor</i>	0.07	<i>Sylvia communis</i>	0.13	<i>Serinus serinus</i>	1.52
<i>Melanocorypha calandra</i>	5.75	<i>Sylvia atricapilla</i>	0.99	<i>Carduelis chloris</i>	0.26
<i>Calandrella brachydactyla</i>	3.31	<i>Regulus ignicapilla</i>	0.13	<i>Carduelis carduelis</i>	2.18
<i>Galerida cristata</i>	4.10	<i>Aegithalos caudatus</i>	0.40	<i>Carduelis cannabina</i>	0.33
<i>Alauda arvensis</i>	4.43	<i>Cyanistes caeruleus</i>	0.20	<i>Emberiza cirius</i>	1.12
<i>Hirundo rustica</i>	5.22	<i>Parus major</i>	0.33	<i>Emberiza calandra</i>	6.41
<i>Anthus campestris</i>	0.26				

Tab. 1. Abbondanza delle specie rilevate nei transetti in periodo riproduttivo nel giugno 2009. I risultati sono espressi come numero di coppie per km di transetto (IKA).

è presente e comune tutto l'anno, *M. migrans* da marzo ad agosto con un possibile caso di svernamento che in Basilicata è irregolare (Fulco et al., 2008); entrambi tendono ad aggregarsi in prossimità di discariche (*M. milvus* max. 53 individui, *M. migrans* spesso più di 20 individui).

Falco naumanni, scarso nel periodo riproduttivo (le colonie conosciute più vicine sono quelle di Minervino Murge e Irsina tra 20 e 40 km), è presente con contingenti numerosissimi nel periodo postriproduttivo (anche gruppi di oltre 60 individui) probabilmente provenienti anche dalle colonie più grandi come Matera o Ginosa (Bux 2008) anche se relativamente lontane.

Pur non avendone accertata la nidificazione, da segnalare la presenza di *Circaetus gallicus* nel periodo riproduttivo e quella, praticamente durante tutto l'anno, di *Falco biarmicus*.

Il flusso migratorio di rapaci è di scarsa rilevanza sia come abbondanza sia come composizione specifica con alcuni pochi elementi di interesse. Per lo svernamento da segnalare la presenza di *Circus cyaneus* e *Lanius excubitor*.

	ago 08	set 08	ott 08	nov 08	dic 08	mar 09	apr 09	mag 09
	11	8	2	5	4	3	6	3
<i>Pernis apivorus</i>	1.18	0.63						1.67
<i>Milvus migrans</i>	5.36		0.50			2.67	4.50	7.00
<i>Milvus milvus</i>	6.64	9.00	6.50	8.00	4.00	4.67	2.33	3.00
<i>Circaetus gallicus</i>	0.36	0.13				4.00	0.83	2.00
<i>Circus aeruginosus</i>	0.18	3.75				2.33	0.50	3.00
<i>Circus cyaneus</i>					0.75			
<i>Circus pygargus</i>							1.33	1.00
<i>Accipiter nisus</i>					1.00	0.33	0.33	0.33
<i>Buteo buteo</i>	4.36	9.75	2.00	9.80	2.75	4.67	5.50	6.00
<i>Pandion haliaetus</i>							0.33	
<i>Falco naumanni</i>	16.55	14.63				2.00	2.00	
<i>Falco tinnunculus</i>	0.55	2.13	2.50	6.00	2.50	1.33	0.17	
<i>Falco columbarius</i>							0.33	
<i>Falco subbuteo</i>							0.33	
<i>Falco biarmicus</i>	0.18	0.38	0.50		0.25			
<i>Grus grus</i>						0.33		

Tab. 2. Specie rilevate nelle giornate di osservazione da punti fissi. I risultati sono suddivisi per mese ed indicati come numero medio di contatti in una giornata (circa 8 ore) di osservazione. Nella seconda riga è indicato il numero di giornate di osservazione per mese.

Summary

A year around bird monitoring in a steppe habitat in Basilicata

We present the results of a year round bird monitoring project carried out in a steppe habitat in Basilicata. Among the 98 species registered, 19 are of European conservation concern, with national important population of *Melanocorypha calandra*, *Milvus milvus* e *M. migrans*.

BIBLIOGRAFIA

- Allavena S., Andreotti A., Jacopo A. & Scotti M., 2006. Status e conservazione del Nibbio bruno e del Nibbio reale in Italia e in Europa meridionale.
- Bux M., 2008. Grillaio. In: Bellini F., Cillo N., Giacoia V. & Gustin M. (eds.). L'Avifauna d'interesse comunitario delle gravine ioniche. Oasi LIPU Gravina di Laterza: 38-41.
- Fulco E., Coppola C., Palumbo G. & Visceglia M., 2008. Check-list degli uccelli della Basilicata aggiornata al 31 maggio 2008. Riv. ital. Orn., 78: 13-27.
- Sorace A., Gustin M. & Zintu F., 2008. Alaudidi. In: Bellini F., Cillo N., Giacoia V. & Gustin M., (eds). L'Avifauna d'interesse comunitario delle gravine ioniche. Oasi LIPU Gravina di Laterza: 84-87.

AVIFAUNA ACQUATICA DEL LITORALE DOMITIO (NA-CE): STRUTTURA TASSONOMICA E COMPOSIZIONE DELLA COMUNITÀ TROFICA

DANILA MASTRONARDI, ROSARIO BALESTRIERI, DAVIDE DE ROSA, ELIO ESSE,
MARCELLO GIANNOTTI & STEFANO PICIOCCHI

A.S.O.I.M. onlus – Via Campana, 268 – Pozzuoli (NA) (postmaster@asoim.org)

Lo studio ha interessato quattro siti del litorale domitio: Oasi dei Variconi: laguna costiera salmastra circondata da prati allagati e giuncheti; Soglitelle: vasche poco profonde realizzate a scopo venatorio, oggi sottratte a tale pratica; Foce Regi Lagni: foce di uno dei canali costruiti nel 1610 per contenere le esondazioni del Clanio; lago Patria: retaggio dell'antica area paludosa tipica della costa campana. Tutti i siti sono inseriti nella Riserva Naturale Regionale "Foce Volturno, Costa di Licola e Lago di Falciano". Nonostante le trasformazioni e il degrado antropico, il litorale rappresenta una delle aree più interessanti per biodiversità e specie rare. Questo lavoro mette in evidenza le relazioni fra le peculiarità ambientali dei 4 siti e la struttura della comunità ornitica acquatica, in riferimento ai raggruppamenti tassonomici, alla fenologia e alle guilds di alimentazione.

L'indagine è stata svolta dal mese di ottobre 2005 al mese di settembre 2007. Ciascun sito è stato censito con cadenza mensile, mediante conteggio diretto. Sono state indagate le specie "acquatiche" appartenenti agli Ordini: *Podicipediformes*, *Pelecaniformes*, *Ciconiiformes*, *Anseriformes*, *Gruiformes*, *Charadriiformes*. Per l'appartenenza delle specie alle guilds sono state utilizzate le paratassonomie citate in Rossi (1992) e Licheri (2007), con alcune modifiche. Riportiamo di seguito le categorie trofiche: Itt camm=ittiofagi camminatori; itt tuff=ittiofagi tuffatori; itt vol=ittiofagi volatori; inv tuff=invertebratofagi tuffatori; inv vol=invertebratofagi volatori; scyther= becco atto ad alimentarsi sotto il pelo dell'acqua; pecker=limicoli con becco corto; prober=limicoli con becco lungo; cons p.s.=consumatori con becco a pinza o spiedo; gen sup=generalisti di superficie; gen tuff= generalisti tuffatori; erb sup=erbivori di superficie; erbivori tuffatori; onn=onnivori; mal=malacofagi. Per le famiglie e le guilds considerate sono stati calcolati l'Abbondanza (A) e la Ricchezza specifica (S). I dati si riferiscono alle specie contattate durante il calendario previsto dalla ricerca.

Sono state osservate 73 specie appartenenti agli ordini considerati: 55 in primavera, pari al 75,3%, 44 specie in estate pari al 60,2%, 32 specie in autunno e in inverno pari al 43,8%, confermando la vocazione prevalente del litorale come area di sosta per le specie migratrici. Le specie osservate appartengono a 16 famiglie (*Podicipedidae*, *Procellariidae*, *Phalacrocoracidae*, *Ardeidae*, *Threskiornithidae*, *Phoenicopteridae*, *Anatidae*, *Rallidae*, *Haematopodidae*, *Recurvirostridae*, *Glareolidae*,

	Soglitelle	Regi lagni	Variconi	Lago Patria
itt camm : <i>Ardea cinerea</i> , <i>A.purpurea</i> , <i>Egretta garzetta</i>	1,31(2)	24,13(2)	12,03(4)	12,67(3)
itt tuff : <i>Phalacrocorax carbo</i> , <i>Mergus serrator</i> , <i>Podiceps cristatus</i>	0	0,09(2)	9,86(3)	80,81(2)
itt vol : <i>Sternidae</i> , <i>Procellaridae</i> , <i>Stercoraridae</i> , <i>Larus</i> <i>genei</i>	0,63(2)	40,24(8)	7,67(3)	2,77(1)
inv tuff : <i>Tachybaptus ruficollis</i> , <i>Podiceps nigricollis</i>	2,4(1)	0	6,22(2)	29,86(2)
inv vol : <i>Larus minutus</i> , gen. <i>Chlidonias</i>	0,58(2)	28,54(2)	0,45(1)	0,04(1)
Scyt : <i>Tadorna tadorna</i> , <i>Phoenicopterus ruber</i> , <i>Glareola</i> <i>pratincta</i> , <i>Recurvirostra avosetta</i>	6,45(5)	0,18(2)	0,54(3)	0,09(1)
Pecker : gen. <i>Tringa</i> , <i>Actitis hypoleucos</i> , <i>Haematopus</i> <i>ostralegus</i> , <i>Himantopus himantopus</i> , <i>Charadriidae</i> , gen. <i>Calidris</i> , gen. <i>Porzana</i>	102,53(12)	22,22(13)	2,66(9)	11,025(5)
Prober: gen. <i>Limosa</i> , gen <i>Numenius</i> , <i>Tringa erythropus</i> , <i>Philomachus pugnax</i> , <i>Gallinago gallinago</i> , <i>Rallus</i> <i>aquaticus</i>	18,9(5)	0,62(3)	5,99(2)	1,49(2)
cons p.s. <i>Bubulcus ibis</i> , <i>Ardeola ralloides</i> , <i>Nycticorax</i> <i>nycticorax</i> , <i>Larus mediterraneus</i> , <i>Gelochelidon nilotica</i>	29,84(4)	18,93(4)	3,44(5)	7,9(4)
gen sup: <i>Anas platyrhynchos</i> , <i>Gallinula chloropus</i> , <i>Anas</i> <i>crecca</i> , <i>Anas acuta</i> , <i>Anas querquedula</i> , <i>Anas clypeata</i>	1,84(1)	1,18(1)	76,07(6)	30,27(5)
gen tuff: <i>Fulica atra</i> , <i>Aythya ferina</i> , <i>Oxyura jamaicensis</i>	1,4(1)	0	13,81(2)	362,4(3)
erb sup: <i>Anas strepera</i> , <i>Anas penelope</i>	0	0	6,31(2)	1,04(2)
erb tuff: <i>Netta rufina</i> , <i>Aythya nyroca</i>	0	0	0,09(1)	0,95(2)
Onn: <i>Larus michahellis</i> , <i>L.ridibundus</i>	79,13(2)	865,15(2)	178,77(3)	61,45(2)
Mal: <i>Aythya fuligula</i>	0	0	1,4(1)	1,045(1)

Tab. 1. Media annuale di A e valori di S annuale (in parentesi) per guild.

Charadriidae, *Scolopacidae*, *Stercoraridae*, *Laridae* e *Sternidae*). Alle Soglitelle la famiglia maggiormente rappresentata è quella degli Scolopacidi con il 29%, mentre Laridi, Sternidi e Caradridi sono presenti con l'11%, le altre famiglie si attestano tra il 3 e il 5%. Anche ai Regi Lagni gli Scolopacidi rappresentano la famiglia con la più alta percentuale (25%) seguiti dagli Sternidi con il 17% e Laridi e Caradridi con il 10%. Diversa è la composizione ornitica ai Variconi e al Lago Patria con una più alta percentuale di Anatidi presenti rispettivamente con il 28% e il 34%. In questi ultimi, in ordine inverso, seguono le famiglie degli Ardeidi e degli Scolopacidi. Soglitelle, Regi Lagni e Lago Patria presentano una ricchezza equivalente (38 – 39 e 35 rispettivamente), mentre Variconi, con 47 specie, risulta più ricco probabilmente perché meno disturbato e per la eterogeneità ambientale, essendo una fascia ecotonale fra le acque dolci e salate. La ricchezza funzionale (N. guilds) risulta di 15 categorie di cui 10 per Regi Lagni, 11 per le Soglitelle, 15 per i Variconi e Lago Patria, valori in linea con quelli riscontrati in siti analoghi (Rossi, 1992). I valori più bassi dei Regi Lagni

e delle Soglitelle sono spiegabili con la minore complessità ambientale (ridotta vegetazione ripariale) e con la pressione antropica. Inoltre, le Soglitelle per la scarsa batimetria e i Regi Lagni per la mancanza di acque lentiche, risultano poco idonei alla sosta degli Anatidi. Variconi e Lago Patria ospitano il 100% delle guilds, confermando, per i Variconi, l'eterogeneità ambientale già citata. Dall'analisi della Tab. 1 si evince che il Lago Patria presenta condizioni idonee per i tuffatori. I Variconi fanno registrare numeri alti per i generalisti e gli erbivori di superficie, inoltre solo in questo sito i prober superano i pecker in termini di abbondanza probabilmente per una maggiore profondità dell'acqua e dello strato fangoso.

I Regi Lagni mostrano un'elevata abbondanza di onn, (genere *Larus*), di itt vol e di inv vol, alta anche per cons p.s. e itt camm per la presenza di una pineta retrodunale che ospita una garzaia di recente costituzione. Le Soglitelle mostrano un'abbondanza elevata di pecker, superati in numero di specie, solo dai Regi Lagni. Alto il numero di individui di cons p s, per la presenza di *Ardeidae* che frequentano le vasche ad uso trofico. Itt camm, scyth, pecker, prober, inv vol, itt vol frequentano il litorale domitio soprattutto nei mesi di passo, i cons p.s. presentano due picchi di abbondanza a marzo e a ottobre pur mantenendo una bassa ricchezza specifica. Inv tuff, gen sup, gen tuff, onn, erb sup, mal e itt tuff sono presenti soprattutto durante lo svernamento, trattandosi essenzialmente di *Podicipedidae e Anatidae* stanziali o svernanti; erb tuff, rappresentata dalla marzaiola, mostra un picco a marzo e una presenza contenuta a ottobre, novembre e dicembre.

L'analisi effettuata conferma la complessità strutturale del litorale domitio che risulta idoneo ad ospitare numerose famiglie e guilds alimentari, mostrandosi importante per le specie svernanti e soprattutto migratrici. Alcune specie trovano sul litorale, con movimenti locali, condizioni idonee sia allo svernamento che alla nidificazione.

Summary

Domitio coastal waterfowls (NA-CE): taxonomic structure and composition of trophic community

Authors monitored domitio coastal waterfowls, pointing out their distribution on the basis of taxonomic and trophic structure. The different typology of wetlands permits an interesting variety of taxonomic groups and trophic guilds, in spite of high anthropical disturbance.

BIBLIOGRAFIA

- Licheri Davide, 2007. ANSwER Sistema Informativo Ambientale basato su ontologia e logica *fuzzy*. XX Ciclo dottorato di ricerca "Metodologia di biomonitoraggio delle alterazioni ambientali" Università di Trieste.
- Rossi Remigio, 2002. Gli uccelli acquatici della Salina di Comacchio. Ciclo annuale della comunità e nidificanti: periodo 1993-2001.

**DIETA, RITMI DI FORAGGIAMENTO ED IMPORTANZA
DEGLI ANFIBI DURANTE L'ALLEVAMENTO DEI PULLI DI
GHIANDAIA MARINA *Coracias garrulus*
NELLA MAREMMA LAZIALE**

ANGELO MESCHINI⁽¹⁾, BRUNO MASSA⁽²⁾ & MONIA BRUNO⁽³⁾

⁽¹⁾ S.R.O.P.U. (Stazione Romana per l'Osservazione e la Protezione degli Uccelli) c/o LYNX Natura e Ambiente srl – Via Britannia, 36 – Roma (a.meschini@gmail.com)

⁽²⁾ Dipartimento SENFIMIZO (Stazione Inanellamento) – V.le Scienze, 13 – 90128 Palermo

⁽³⁾ Viale Trieste, 34 – 01100 Viterbo

La Ghiandaia marina *Coracias garrulus* è una specie a corologia euroturanica-mediterranea, è SPEC 2 (Vulnerable) e la sua popolazione è in rapido e generale declino in tutta Europa, con stato di conservazione sfavorevole (Birdlife International, 2004). Il suo regime alimentare è poco indagato in Italia ed in ambito europeo. Cassola e Lovari (1979) hanno condotto la prima indagine sulla dieta in periodo riproduttivo, Aviles (1997) ha analizzato lo spettro trofico dei pulcini durante lo svezzamento in Estremadura (Spagna). La letteratura sulla dieta della Ghiandaia marina riporta come prede abituali insetti di medie e grandi dimensioni, essenzialmente Ortotteri e Coleotteri. Gli *Amphibia* vengono citati occasionalmente (Klausnitzer, 1963) e uno studio sistematico e di dettaglio sulla loro rilevanza nell'allevamento della prole non risulta essere mai stato condotto. Lo scopo di questa indagine è stato quello di qualificare e quantificare l'importanza degli Anfibi nello svezzamento dei pulli da una settimana prima dell'involò fino all'involò. Inoltre, sono stati oggetto di studio sia l'insieme della dieta dei pulcini, sia i ritmi di foraggiamento.

L'area di studio si colloca nel comune di Tuscania (VT) ed è rappresentata fisionalmente da un patch di colture cerealicole estensive, prato-pascoli e incolti. I rilevamenti sono stati effettuati in un fienile, sito riproduttivo abituale della Ghiandaia marina nella Maremma laziale (Meschini 1991) e sono avvenuti nelle ore di massima frequenza d'imbeccata: dalle 7 alle 9,30 e dalle 17 alle 19,30, nell'ultima settimana prima dell'involò dei pulli (27/07/2008-02/08/2008).

I controlli si riferiscono a 16 ore di osservazione per un totale di 106 prede portate al nido. Il 52,83% dell'apporto trofico nell'ultima fase di svezzamento è costituito da *Amphibia* (*Anura*), tutti in stadio di larva e neometamorfosati, e il restante 47,17% da Artropodi e prede non determinate. Complessivamente, le frequenze maggiori indicano: *Rana dalmatina* 39,06%, Rana rossa n.d. 10%, Insetti n.d. 14,15%, Coleotteri 10,38%, Ortotteri 7,55%, Odonati 5,66%, prede non determinate 5,66%.

Il ritmo di foraggiamento medio è di 6,63 imbeccate/h e la media degli intervalli della consegna della preda di 8,58/min. (D.S. 6,13). L'elevata D.S. (27,73) calcolata sulla media di *Rana dalmatina* e Rana rossa non id. cumulate, dà conto, nell'area di studio, dello spostamento della dieta sul gruppo delle cosiddette "rane rosse". Nel

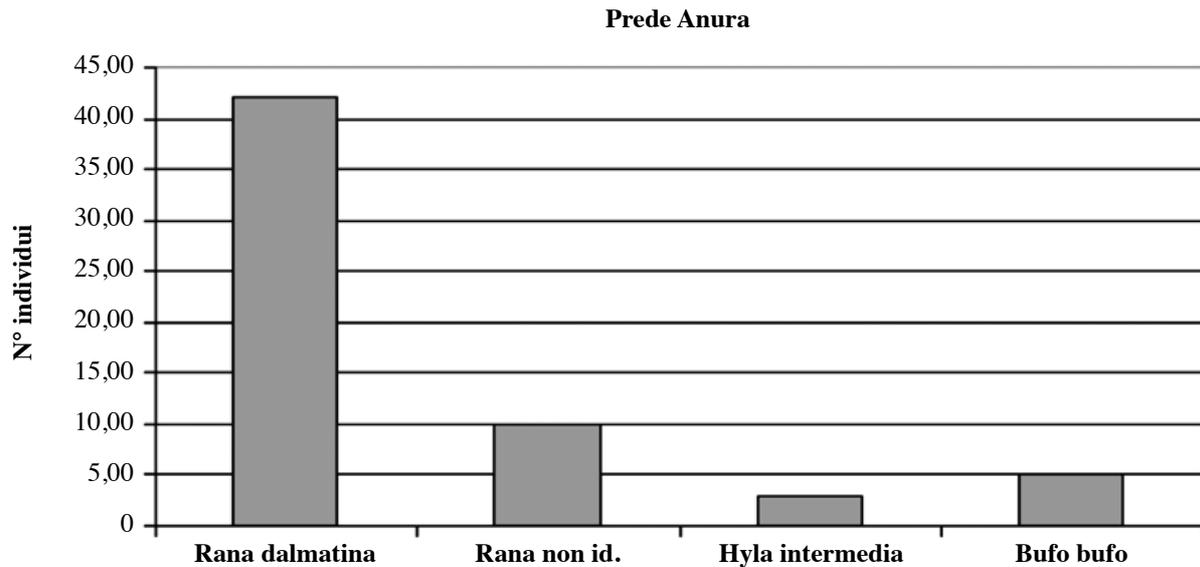


Fig. 1. Numero di individui per specie, apportati al nido da *Coracias garrulus*. 2008 (solo frazione Anuri).

corso dell'indagine nessun individuo di rana verde *Rana esculenta* complex è stato portato al nido.

Per gli Artropodi, in dettaglio: *Tettigonia* juv. (Tettigoniidae) 2 ind., *Locusta migratoria* (Acrididae) 1 ind., *Calliptamus* sp. (Acrididae) 3 ind., Acrididae non id., 1 ind., Aracnide Araneae 2 ind., Coleoptera non id. 2 ind., Coleoptera Tenebrionidae del gen. *Blaps* 2 ind., *Aiolopus strepens* (Acrididae) 4 ind., Coleoptera Tenebrionidae del gen. *Blaps* 1 ind., Homoptera Cicadidae del gen. *Cicada* 1 ind.

È risultata evidente una separazione temporale tra Anfibi ed Artropodi. Gli anfibi sono predati in prevalenza nella “porzione fredda” della giornata e gli insetti nella “porzione calda”. Statisticamente, la relazione è risultata altamente significativa $X^2 = 8,17$, $P = 0,0043 < P = 0,01$. Ciò è probabilmente da mettere in relazione con la minore mobilità di alcuni gruppi di artropodi nelle ore meno calde delle giornate estive.

In Fig.1 si riporta il numero delle prede portate ai pulli per il solo *taxon* Anura in cui si dà conto anche della minore incidenza di *Hyla intermedia* e *Bufo bufo* nella composizione della dieta della Ghiandaia marina.

I risultati di questo studio mostrano l'eclittismo trofico della Ghiandaia marina nella fase di svezzamento dei pulli. Il becco di *Coracias garrulus* è considerato tipico di una specie insettivora (Cristof, 1991), ma presenta caratteristiche osteologiche comuni con quello di specie “generaliste” come i *Corvidae*. L'apporto di proteine nobili (Amphibia) ai pulli è correlato positivamente con il successo all'involto (Martin, 1987). La coppia studiata ha difatti prodotto 4 giovani che si sono involati. Questo risultato è confrontabile con l'unico caso in Ungheria (Cramp e Simmons, 1985) in cui il 70% delle prede fornite ai pulli era costituito da rane verdi *Rana esculenta* complex e il restante 30% da Coleotteri. Tidmarsh (2003), in un'analisi massiva

dei rigurgiti in fase di allevamento della prole non riscontra prede anfibie, così come Cassola e Lovari (1979). Cristof (1991) in 6 casi di studio riscontra il 90% di Artropodi e il 10% di Gasteropodi come prede apportate al nido dagli adulti. Un caso di predazione su Rana verde è noto per il Parco naturale della Maremma (Anselmi, com. pers.).

Questi risultati ci indicano che *Coracias garrulus*, specie molto selettiva nelle scelta dell'habitat riproduttivo, è invece piuttosto generalista dal punto di vista alimentare, evidenziando un notevole opportunismo in relazione alla disponibilità locale di prede. La nostra è una risposta seppur parziale e meritevole di successivi studi al quesito posto da Tidmarsh (2003) su questo aspetto della sua ecologia.

L'insieme di queste osservazioni ci consente di rilevare come i mosaici agrari con alternanza di fossi, boschetti, prato-pascoli e incolti possano fornire alla Ghiandaia marina un *range* di prede estremamente ampio. Questo influisce positivamente sui tassi di sopravvivenza e finalisticamente sulla sua conservazione. Il mantenimento di pratiche agricole tradizionali è quindi il pre-requisito indispensabile (assieme ad altre misure non oggetto di questo studio) per la tutela di questa meravigliosa e minacciata specie.

Summary

Amphibian relevance during growth of Roller *Coracias garrulus* chicks in the Lazio Maremma

The results show that 52.83% of items taken to chicks were amphibians. Total: Rana dalmatina 39.06%, Other U/I frogs 10%, U/I insects 14.15%, Coleoptera 10.38%, Orthoptera 7.55%, Odonata 5.66%. The foraging rhythm was 6.63 prompts/h. Preservation of traditional extensive farmland is vital for conservation of the Roller *Coracias garrulus*.

BIBLIOGRAFIA

- Aviles, J.M. (1997.) Diet of Roller (*Coracias garrulus*) nestlings in a Mediterranean area (Extremadura, SW Spain) *Ardeola* 44: 235-237.
- BirdLife International (2004). Birds in Europe: population estimates, trends and conservation status. Cambridge, UK: BirdLife International (Conservation Series No. 12).
- Cassola, F & Lovari, S. (1979). Food habits of Rollers during the nesting season. *Boll. Zool.* 46: 87-90.
- Cramp, S. 1985. Handbook of the birds of Europe, the Middle East and North Africa. The birds of the Western Palearctic. Oxford University Press. New York.
- Cristof, A. 1991. Le rollier d'Europe. Editions du Point Vétérinaire. Maisons Alfort. Pag: 1-192.
- Klausnitzer, B. 1963. Abh. Ber. Naturkde. Mus. Gortitz 38: 1-4.
- Martin, T.E. 1987. Food as a limit on breeding birds. A life-history perspective. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 1987. 18: 453-87.
- Meschini, A. 1991. Primo caso di nidificazione di Ghiandaia marina, *Coracias garrulus*, in fienile in Italia. *Rivista Italiana di Ornitologia*. Vol. 61-1991.
- Tidmarsh, R. 2003. Nest box contents as an indicator of nestling diet in the European Roller *Coracias garrulus*.

ASPETTI ECOLOGICI DELLA NIDIFICAZIONE DI *Charadrius alexandrinus* LUNGO IL LITORALE MARCHIGIANO

NIKI MORGANTI⁽¹⁾, MAURIZIO FUSARI⁽²⁾, MAURO MENCARELLI⁽¹⁾, FRANCESCA MORICI⁽¹⁾,
MINA PASCUCCI⁽³⁾ & GIORGIO MARINI⁽²⁾

⁽¹⁾ *Studio Naturalistico Diatomea – Via Guercino, 3 – 60019 Senigallia (AN) (info@studiodiatomea.it)*

⁽²⁾ *Studio Faunistico Chiros – Via Nazionale, 67 – 62010 Macerata (chiros.studio@libero.it)*

⁽³⁾ *Via Marche, 36 – 62100 Macerata*

Lo scopo della presente ricerca è analizzare gli aspetti ecologici della nidificazione del Fratino lungo il litorale dei Comuni di Senigallia (AN) e Fermo. La specie è attualmente classificata come in declino, avente status di conservazione sfavorevole in tutta Europa (Gustin et al., 2009) ed è inserita nell'Allegato II della Convenzione di Berna, nell'Allegato II della Convenzione di Bonn e nell'Allegato I della Direttiva Uccelli. A livello nazionale, il Fratino è incluso nella Lista Rossa degli Uccelli nidificanti in Italia (Calvario et al., 1999) nella categoria “a più basso rischio”, anche se la popolazione italiana, stimata in 1.300-2.000 coppie, è in decremento, localmente anche molto marcato (Brichetti e Fracasso, 2004).

In Italia, è migratore e nidificante lungo le coste peninsulari ed insulari, con popolazioni centromeridionali parzialmente sedentarie.

Nelle Marche la specie è considerata nidificante, migratrice e svernante irregolare (Giacchini, 2003). Il Fratino nidifica irregolarmente lungo il litorale con poche coppie isolate, ad eccezione dei siti di Senigallia e Fermo, uniche aree in cui la specie è regolarmente presente tutto l'anno.

Due sono le aree indagate nel presente studio: il litorale di Senigallia nelle località di Cesanella e Marzocca ed il litorale di Fermo in località Lido di Fermo.

Le caratteristiche delle aree indagate sono riassunte nella Tabella 1.

Il metodo utilizzato per i rilevamenti è stato quello dell'osservazione diretta con attrezzature ottiche durante le stagioni riproduttive 2007-2008-2009. L'area di studio è stata percorsa a piedi, sono state individuate le coppie nidificanti ed i nidi sono stati georeferenziati. Si è poi proceduto alla caratterizzazione ecologica ed ambientale dei siti di nidificazione.

L'analisi ha preso in considerazione il periodo di nidificazione, la tipologia di nido, la vegetazione, la distanza dei nidi dalla battigia, dal termine della spiaggia a monte, da fossi e rimessa barche se presenti. Inoltre sono stati considerati l'impatto antropico e l'interazione con le altre componenti faunistiche dell'ecosistema costiero. Nelle stagioni riproduttive 2007-2008-2009 sono stati controllati un totale di 52 nidi. Il periodo di deposizione è risultato compreso tra il 17 marzo e il 6 luglio. La presenza di individui non nidificanti e la difficoltà di riconoscimento individuale degli esemplari, non permette di asserire con certezza se vi siano stati casi in cui la stessa

Area di studio	Cesanella	Marzocca	Lido di Fermo
Lunghezza	1.800 m	1.000 m	350 m
Larghezza media	100 m	50 m	80 m
Substrato prevalente	sabbioso	ghiaioso	sabbioso
Spiaggia libera	84%	55%	85%
Stabilimenti balneari	11%	45%	15%
Rimessaggio barche	5%	0%	0%
Copertura vegetazione	30%	40%	8%

Tab. 1. Caratterizzazione delle aree di studio.

Area di studio	Cesanella	Marzocca	Lido di Fermo
N° nidi	29	4	19
Distanza media battigia	68,7 m	28,7 m	68,3 m
Distanza media fine spiaggia	34,4 m	13,2 m	12,9 m
Nidi a distanza <50 da fossi	34,4%	25,0%	89,5%
Nidi su spiaggia attrezzata	3,5%	50,0%	0,0%
Nidi su spiaggia libera	72,4%	50,0%	100,0%
Nidi su aree rimessa barche	24,1%	0,0%	0,0%
Nidi su spiaggia ghiaiosa con vegetazione	0,0%	50,0%	0,0%
Nidi su spiaggia ghiaiosa senza vegetazione	0,0%	50,0%	0,0%
Nidi su duna	82,7%	0,0%	0,0%
Nidi su spiaggia sabbiosa con vegetazione	17,3%	0,0%	100,0%
Nidi su spiaggia sabbiosa senza vegetazione	0,0%	0,0%	0,0%

Tab. 2. Microhabitat di nidificazione.

coppia abbia portato a termine con successo due covate, anche se, dalle osservazioni svolte, ciò appare probabile. Il numero delle uova deposte può variare da una a tre, anche se quest'ultimo caso risulta il più frequente. Nell'area indagata, il Fratino, pur utilizzando sia spiagge ghiaiose che sabbiose, mostra una netta predilezione per quest'ultime dove sono ubicati il 92% dei nidi. Si è notata la tendenza ad posizionare i nidi in aree con presenza di vegetazione psammofila (*Silene colorata*, *Medicago marina*, *Calystegia soldanella*, *Cakile maritima*, *Eryngium maritimum*, *Cynodon dactylon*, *Cenchrus incertus*) o presso il materiale riportato sulla spiaggia dalle mareggiate. I nidi sono posti a terra e, nelle maggior parte dei casi, consistono in cavità poco profonde scavate nel terreno; essi sono stati, in tutti i casi, sempre ubicati nel settore "più a monte" della spiaggia. All'interno dei nidi può essere presente materiale vegetale e animale (filamenti di erbe secche, conchiglie, ecc.) e talvolta rifiuti (polistorolo, materiale plastico, ecc.), in caso di disturbo le uova vengono parzialmente ricoperte con la sabbia.

La popolazione di Fratino in oggetto, pur mostrando un trend positivo, è sottoposta a numerosi minacce derivanti principalmente da pratiche di pulizia della spiaggia errate sia nelle modalità che nella tempistica, dalla forte pressione turistica a cui è sottoposto l'intero litorale e dalla presenza di cani sulla spiaggia. In ogni stagione riproduttiva, si è registrata la perdita di covate; solo nel 2009 ben 15 nidi, pari al 48% del totale, sono andati distrutti.

Nel 2007 è stata osservata una coppia in un'area limitrofa ad una di quelle in oggetto del presente studio che, dopo aver deposto per tre volte, ha fallito la riproduzione; negli anni successivi il sito non è più stato occupato.

Potenziali predatori di uova e pulli sono il Gabbiano reale, la Cornacchia grigia, il Gheppio ed i ratti; a Fermo è stata osservata la competizione per il sito di nidificazione con il Corriere piccolo. Per tentare di limitare il forte impatto antropico presente durante la stagione balneare, si è provveduto ad apporre cartelli esplicativi e recintare i nidi con paletti di legno e reti a maglia larga in materiale sintetico evitando, quindi, il calpestio delle uova da parte di persone e animali domestici: a Senigallia sono stati recintati i singoli nidi mentre, a Fermo, un'ampia area comprendente la maggior parte dei siti di deposizione.

Dai monitoraggi condotti durante i mesi invernali, è risultata una presenza costante di 15-20 individui nell'area di Senigallia e di 10-12 in quella di Fermo; si ipotizza, pertanto, che almeno parte della popolazione marchigiana di Fratino sia sedentaria.

Summary

Ecological breeding aspects of *Charadrius alexandrinus* along Marche coast

Between 2007 and 2009 we monitored 52 nests of Kentish Plover in three study areas. The majority of the nests were found on sandy free beaches where the presence of residual vegetation of dunes was considerable. The population of the three colonies, although showing a positive trend during the study period, is threatened by wrong beach cleaning methods, heavy tourism pressure and dogs.

BIBLIOGRAFIA

- Bricchetti P. & Fracasso G., 2004. Ornitologia italiana. Vol.2 - Tetraonidae-Scolopacidae. Alberto Perdisa Editore, Bologna.
- Calvario E., Gustin M., Sarrocco S., Gallo-Orsi U., Bulgarini F., Fraticelli F., 1998. Nuova Lista Rossa degli Uccelli nidificanti in Italia. Riv. ital. Orn. 69 (1): 3-43.
- Giacchini P., 2003. Check-list degli Uccelli delle Marche. Riv. ital. Orn., 73 (1): 25-45.
- Gustin M., Brambilla M., Celada C., 2009. Valutazione dello stato di conservazione dell'avifauna in Italia. Rapporto tecnico finale.

INDAGINI SULLA POPOLAZIONE DI PERNICE ROSSA *Alectoris rufa* NEL TORTONESE. PRIMI RISULTATI

ALESSANDRO NEGRI⁽¹⁾, IRENE PELLEGRINO⁽¹⁾, FABRIZIO SILVANO⁽²⁾,
PIERGIUSEPPE MENEGUZ⁽³⁾, NADIA MUCCI⁽⁴⁾, MARCO CUCCO⁽¹⁾,
GIORGIO MALACARNE⁽¹⁾ & ETTORE RANDI⁽⁴⁾

⁽¹⁾ *Università del Piemonte Orientale, DiSAV – Alessandria (negri@unipmn.it)*

⁽²⁾ *Museo Civico di Storia Naturale di Stazzano (AL)*

⁽³⁾ *Università degli Studi di Torino, DiPAEE – Grugliasco (TO)*

⁽⁴⁾ *ISPRA – Ozzano Emilia (BO)*

Scopo del lavoro è la caratterizzazione di popolazioni di *Alectoris rufa* presenti nel territorio alessandrino dove sono presenti diversi nuclei di *A. rufa*, alcuni in habitat collinari tipici della specie ed altri che si stanno espandendo in habitat perifluviali (es. Scrivia), all'apparenza non vocati. Le aree di studio sono cinque ZRC (vedi tabelle) nella porzione più orientale della provincia, considerata una delle aree nazionali di maggior pregio per la specie.

Le catture (dicembre 2008-gennaio 2009) hanno consentito la cattura di 101 individui (Tab. I) che sono stati inanellati e sottoposti a prelievi per esami genetici (alcune penne) e sanitari (striscio di sangue, feci, tampone cloacale). In totale sono stati raccolti: 101 campioni genetici, 101 campioni fecali, 95 campioni ematici, 12 tamponi cloacali e i resti di 4 individui predati all'interno delle gabbie di cattura.

Biometria e sopravvivenza. I dati raccolti durante l'indagine (Tab II) concordano con i valori riportati in letteratura (Cramp, 1985; Bricchetti e Fracasso, 2006). La presenza nelle cinque aree di studio di molti individui marcati potrà consentire in futuro (cattura-ricattura) di valutare dati demografici; al momento nella ZRC di Cassano Spinola, dove da molti anni è attivo un centro di inanellamento, sono stati raccolti alcuni valori di longevità relativi a quattro individui: - un maschio catturato nel 2006 (909 giorni di sopravvivenza), - una femmina nel 2007 (531 giorni) e - un maschio e una femmina nel 2008 (rispettivamente 370 e 361 giorni).

Caratterizzazione dello status sanitario. L'esame delle feci con tecnica di affioramento in soluzione satura per la ricerca di forme di eliminazione di parassiti, ha evidenziato la diffusa presenza di oocisti del genere *Eimeria*. Un solo campione, relativo ad un individuo catturato a Serravalle Scrivia- Montei ha presentato uova di *Capillaria* sp.

di Cassano Spinola dove la probabilità di trovare individui infestati è 2,57 volte superiore a quella di trovarli in ognuna delle restanti aree indagate. L'esame dei tamponi fecali, degli strisci ematici e dei cadaveri non è ancora concluso.

Analisi genetica. L'analisi, mirata a verificare la presenza e il grado di contaminazione da *A. chukar*, è stata condotta attraverso lo studio di una sequenza del DNA mitocondriale (mtDNA CRI D-Loop) utilizzando *primers* specifici (PH1H, PHDL)

Area di studio	Totale		
		Maschi	Femmine
Brignano-Casasco	18	11	7
Cassano Spinola	31	17	14
Serravalle Tabacca	22	17	5
Serravalle Montei	12	4	8
Rivalta Scrivia	18	12	6
TOTALI	101	61	40

Tab. 1. Numero esemplari catturati per area di studio.

Area di studio	Campioni esaminati	dei quali	
		positivi	negativi
Brignano-Casasco	18	8	10
Cassano Spinola	31	20	11
Serravalle Tabacca	22	7	15
Serravalle Montei	12	5	7
Tortona-Rivalta	18	9	9
TOTALI	101	49	52

Tab. 3. Risultati relativi all'infestazione da coccidi.

sviluppati per il genere *Alectoris* (Randi et al., 2003). È stata eseguita su tutti gli esemplari di pernice rossa campionati (anno 2008-2009 e campioni provenienti da campionamenti effettuati in anni precedenti nella ZRC di Arquata Scrivia in cui è presente una popolazione consistente di *A. rufa*).

L'allineamento delle sequenze di mtDNA (470 coppie di basi) ha portato ad identifi-

Località	N°	Sesso		Ala	3 Rem.	Peso	Becco	Tarso	Coda
Casasco	6	F	Media	157,33	109,10	433,33	23,50	41,00	98,17
			Dev. St	±2,16	±3,54	±40,46	±3,55	±2,45	±9,22
	13	M	Media	164,04	113,79	527,50	24,00	43,00	103,92
			Dev. St	±4,33	±4,76	±43,19	±1,83	±2,53	±7,12
Rivalta S.	7	F	Media	156,71	109,57	450,00	22,08	42,00	92,29
			Dev. St	±2,06	±3,26	±27,23	±1,11	±1,00	±2,43
	12	M	Media	165,54	116,25	537,50	24,21	45,13	98,33
			Dev. St	±2,86	±1,54	±34,74	±1,42	±1,45	±2,64
Cassano S.	22	F	Media	155,95	109,64	430,68	21,95	41,57	91,00
			Dev. St	±4,13	±4,30	±37,04	±1,39	±2,95	±3,46
	19	M	Media	164,00	115,16	528,42	22,81	45,29	97,89
			Dev. St	±3,28	±4,32	±30,55	±1,24	±1,52	±4,33
Loc. Tabacca	4	F	Media	156,00	109,88	422,50	21,63	41,63	92,00
			Dev. St	±1,41	±5,17	±22,17	±0,48	±1,11	±1,41
	18	M	Media	163,36	113,78	516,11	22,44	44,86	97,44
			Dev. St	±4,06	±4,49	±48,65	±1,43	±1,55	±5,81
Loc. Montei	8	F	Media	153,75	107,13	449,38	20,50	40,69	90,63
			Dev. St	±1,98	±3,40	±33,21	±1,04	±0,65	±2,56
	4	M	Media	164,50	116,25	503,75	23,88	44,38	102,00
			Dev. St	±2,65	±0,96	±31,46	±0,48	±1,03	±2,94

Tab. 2. Dati biometrici presi in esame.

Z.R.C.	<i>Alectoris rufa</i>	<i>Alectoris chukar</i>
Rivalta Scrivia	82%	18%
Serravalle Loc. Tabacca	64%	36%
Serravalle Loc. Montei	100%	-
Cassano Spinola	68%	32%
Casasco	100%	-
Arquata Scrivia	73%	27%

Tab. 4. Percentuali di appartenenza ad *A. rufa* e *A. chukar* dei campioni esaminati nelle aree di studio.

ambiente collinare non esprimono fenomeni di ibridazione genetica. Stiamo, inoltre, utilizzando un set di 8 loci micro satellite (marcatori biparentali) per identificare tracce di ibridazione a livello nucleare. I risultati preliminari evidenziano che il nucleo di Casasco non presenta contaminazione genetica da *A. chukar*, mentre, si rilevano tracce di ibridazione nella popolazione di Montei (Serravalle S.), e nelle popolazioni in cui erano stati descritti aplotipi mitocondriali di *A. chukar*. In conclusione si può affermare che nell'habitat elettivo della specie (collina e media montagna) si osservano ancora popolazioni di Pernice rossa non contaminate da Coturnice orientale.

Ringraziamenti. Si ringrazia l'Associazione Ambiente Territorio e Formazione di Alessandria (ATF) e tutte le persone che hanno collaborato su campo.

Summary

Red-legged Partridge population survey in Tortonese (Piedmont, Italy)

We show data (biometry, parasites, ecology) on 101 individuals of Red-legged Partridge in six areas of the Tortonese Apennine population. Since in the past, hybrids (*A. chukar* x *A. rufa*) were often released for restocking, we also show a genetic analysis suggesting that individuals pertaining to *rufa* were present in one area (Brignano - Casasco), while in the other areas a *chukar* contamination was observed.

BIBLIOGRAFIA

- Brichetti P. & Fracasso G., 2004. Ornitologia italiana. Vol.3 - Tetraonidae-Scolopacidae. Alberto Perdisa Editore, Bologna.
- Cramp S. & Snow D. (Eds.), 1998. The complete birds of the Western Palearctic on CD-ROM. Oxford University Press, Oxford, United Kingdom.
- Randi E., C. Tabarroni, S. Rimondi, V. Lucchini & Sfougaris A., 2003. Phylogeography of the rock partridge (*Alectoris graeca*). Molecular Ecology, 12: 2201-2214.

LA CALANDRA *Melanocorypha calandra* NELL'AREA DELLA RISERVA NATURALE DI MACCHIATONDA (LAZIO, RM): STATUS E FENOLOGIA

MIRKO PACIONI

Museo Naturalistico di Lubriano – Piazza Col di Lana, 12 – 01020 Lubriano (VT)
(*direzione@museolubriano.com*)

Significativi cambiamenti nelle produzioni agricole in Europa ed in Italia hanno prodotto conseguenze: modificazione di habitat, frammentazione ambientale, cambiamento repentino di destinazione d'uso dei terreni, diffusione di agricoltura e silvicoltura intensive, aumento dei prelievi di acqua ed inquinamento. Le reazioni della fauna ai cambiamenti assumono diverse forme: in Europa, fino al 50% delle specie di vertebrati è in pericolo di estinzione, e tra queste oltre un terzo dell'avifauna, soprattutto nell'Europa N-O e centrale. In un agro-ecosistema è fondamentale il ruolo svolto dalle componenti faunistiche, soprattutto se la presenza è correlata direttamente o indirettamente con attività antropiche. In zone sottoposte a tutela (Parchi, Riserve, ecc.) appare scontato un utilizzo del territorio che tenda alla conservazione di flora e fauna, attraverso la programmazione degli interventi. A tal proposito, la Riserva Naturale di Macchiatonda, di grande importanza per centinaia di specie ornitiche, si può inserire tra le aree con spiccata sensibilità. Visti i diversi utilizzi del suo territorio, le preferenze ambientali e le abitudini di *Melanocorypha calandra*, è stata svolta un'indagine per accertarne la presenza e valutarne lo status in quest'area. La Calandra è nidificante per lo più nella fascia costiera N del Lazio, ha distribuzione ristretta, ed è considerata rara nella lista rossa del Lazio. In inverno non si allontana molto dalle aree riproduttive e si concentra negli arativi di grande estensione, con distribuzione altitudinale 0-200 metri (Biondi et al., 1999).

La Riserva Naturale Regionale di Macchiatonda (1983, Santa Marinella) misura 250 ha di superficie, sulla costa laziale 50 km a N di Roma (Fig. 1). Fu suddivisa in due zone: una più interna per uno sviluppo controllato dell'agricoltura, e l'altra costiera tassativamente proibita alle costruzioni. Attualmente ha una forte prevalenza di coltivi (70%, 171 ha: frumento, foraggiere, ortive) su porzioni seminaturali (30%). Prati alofili, stagni costieri dolci e salmastri, ambienti retrodunali e lembi di boscaglia mediterranea, ne fanno un settore di particolare interesse per l'avifauna stanziale e migratoria. Due aree militari confinano con la Riserva da S-E e da N-O. Il territorio della Riserva è stato designato SIC e ZPS, ai sensi della Direttiva Habitat 92/43/CEE. Nella Riserva di Macchiatonda, con tipologie ambientali favorevoli alla presenza della specie, la Calandra risulta sedentaria e nidificante, migratrice e svernante (Cauli & Ceccarelli, 1997). Uno studio svolto nel 1994 (Guerrieri et al., 1995), ha evidenziato l'importanza per *Melanocorypha calandra* delle aree costiere laziali



Fig. 1. Area della Riserva Naturale di Macchiatonda (Fonte: Google Earth).

soggette a servitù militare, assimilandole a praterie xeriche poco alterate dall'agricoltura, con pascolo limitato e spiccato carattere di mediterraneità.

Lo studio è stato condotto nell'area della Riserva, con alcune osservazioni supplementari nelle aree limitrofe. Le uscite sono state svolte da Marzo a Novembre 2007. I metodi utilizzati sono stati il transetto e i punti d'ascolto, con soste di durata min. 3 ore e max. 5 ore. Nel periodo riproduttivo (da Aprile a Giugno) sono le categorie "Praterie naturali", "Pascoli" e "Terre arabili non irrigate" (Corine Land Cover) ad essere maggiormente idonee all'ospitalità della Calandra. Alcune porzioni coltivate (zona S-E della Riserva), presso le quali si sono avute fin da subito i primi riscontri, per morfologia dei suoli e tipologie di colture rientrano pienamente nelle suddette categorie. I rilievi sono proseguiti principalmente nel settore S-SE della Riserva, vista la ripetuta frequenza delle osservazioni.

Segnalazioni attendibili di altri ricercatori, riportavano uno stormo di 20 individui (dicembre '06) e di 4 individui (gennaio/febbraio '07). Nel periodo dei rilievi sono stati osservati gruppi di consistenza variabile (min. 5 - max. 11 individui), numerosi fenomeni canori e di corteggiamento, e la formazione di 3 coppie.

La zona S-E della Riserva si è dimostrata quella maggiormente frequentata dalla Calandra; tale porzione nel periodo riproduttivo aveva composizione a mosaico, ovvero alternata da zone di tipo steppico o coperte da erbai, con presenza di graminacee, che per una piccola parte sono state sfalciate tardivamente, fornendo un'ottima fonte alimentare. Sono confermate le tendenze caratteriali della specie: attività (diurna) e struttura sociale (in gruppo) durante il periodo di sedentarietà. Il gregarismo ha continuità fino ai mesi di Febbraio/Aprile. Gli altri dati sono un'ulteriore conferma dei tempi di insediamento degli effettivi nelle aree di riproduzione. Nei mesi estivi la stabilità delle 3 coppie formate è stata documentata da numerose osservazioni, si

può affermare pertanto con altissimo grado di probabilità che la specie sia nidificante nell'area della Riserva o nelle zone militari confinanti. Nonostante ciò, non si è riusciti a localizzare la posizione esatta dei nidi, anche a causa del notevole mimetismo delle uova e per l'impossibilità di accedere nelle zone militari.

Ringraziamenti. per la fattiva collaborazione Domenico D'Amelia (Direttore della Riserva), Donatella Mazzarani (guardiaparco referente del progetto), guardiaparco e personale della Riserva.

Summary

The Calandra Lark *Melanocorypha calandra* in the area of Natural Reserve of Macchiatonda

This scientific research was conducted in the area of Natural Reserve of Macchiatonda (S.Marinella, RM, Lazio) from March to December 2007. Its objective was to examine the behaviour and the condition of *Melanocorypha calandra*. The gathered informations confirmed the distinctive features of this species: the daytime activity and the group social structure during the sedentary period; the settlement in the reproductive areas. It was taken a census of groups of different consistency (min 5-max 11 specimen) and in the reproductive period was taken the census of 3 nesting couples, probably in the Natural Reserve area or in the neighbouring military areas. We want to point out Calandra's conservation value in military areas, when those areas are xeric grassland not modified by agricultural interventions, when they are subjected to a restricted pasture activity and when they have marked mediterranean characteristics.

BIBLIOGRAFIA

- Biondi M., Guerrieri G., Pietrelli L., 1999: Atlante degli uccelli presenti in inverno lungo la fascia costiera del Lazio, 1992-1995. Alula, VI (1-2), 1999.
- Cauli F. & Ceccarelli W., 1997: Macchiatonda, una riserva sulla costa degli etruschi. Edizioni Cine Teulada, Roma, 192.
- Guerrieri G., Damelia D., De Vita S., Cantucci B., 1995: Le comunità ornitiche di steppa nella fascia costiera del Lazio. Atti I Convegno A.S.O.I.M. sulle aree agricole ed urbanizzate. Dipartimento di Zoologia, Università di Napoli. Novembre, 1994.
- Pacioni M., 2003: L'avifauna della Riserva Naturale di Macchiatonda: biodiversità, problemi di conservazione e interferenze con le attività agricole. Dip.Prot.Piante, Università degli Studi della Tuscia, Viterbo.

**UTILIZZO DELLE AREE DI ALIMENTAZIONE E
DISTRIBUZIONE DEGLI STORMI DI CHIURLO MAGGIORE
Numenius arquata NEI LAGHI PONTINI
(LAZIO, ITALIA CENTRALE)**

MARCO TROTTA

Via di S. Felicola, 99 – 00134 Roma (marcotrot@gmail.com)

Nei Laghi Pontini, la presenza regolare in inverno del Chiurlo maggiore *Numenius arquata* ha permesso nell'ultimo decennio di indagare diversi aspetti dell'ecologia di questo limicolo (Trotta, 2002; 2003; 2008). In questo lavoro, vengono analizzate per quattro anni consecutivi le dinamiche di utilizzo delle aree di foraggiamento e la distribuzione degli stormi della specie. I Laghi Pontini sono situati all'interno del P.N. del Circeo, intorno ad essi insistono ampie zone destinate al pascolo utilizzate dal Chiurlo maggiore per l'attività trofica. Osservazioni settimanali dal dicembre 1993 a ottobre 1997, hanno permesso di conoscere i siti di foraggiamento frequentati abitualmente dalla specie. Le aree utilizzate almeno una volta in ciascun inverno sono state visitate settimanalmente da novembre a marzo nei quattro anni successivi (1997-2001), per un totale di 15 aree campionate ed 80 giornate di censimento. Sono state raccolte informazioni sul tipo di habitat e sulla dimensione degli stormi, quest'ultimi in fase di analisi dei dati sono stati raggruppati in sei classi (1; 2-5; 6-15; 16-25; 26-40; >40). L'indice di preferenza di ciascuna area è stato calcolato con la formula utilizzata da Heppleston (1971). Il valore dell'indice è determinato dal rapporto tra il numero di volte in cui almeno due individui sono osservati in alimentazione in un'area e il numero totale di osservazioni dell'area stessa, varia perciò tra 0 e 1. Le differenze sulla dimensione degli stormi registrate nel periodo indagato sono significative ($\chi^2=61,3$; g.l.=20; $P<0,01$). Il Chiurlo maggiore ha frequentato le zone di foraggiamento principalmente in gruppi di 2-5 individui (35,7%), raramente gli stormi hanno superato le 40 unità (4,6%; $n=561$); dati simili sull'entità dei flocks sono stati registrati anche in Inghilterra orientale (Cramp & Simmons, 1983). La dimensione massima degli stormi registrata mensilmente nei quattro anni di studio è simile solo nel mese di novembre ($\chi^2=7,5$; g.l.=3), quando si osservano i gruppi di chiurli più consistenti nelle zone di foraggiamento. Il test dei ranghi di Spearman, applicato usando come variabili la dimensione media degli stormi e la superficie dei pascoli, non ha evidenziato alcuna relazione ($r_s=0,18$; n.s.; $N=9$); applicando lo stesso test, emerge una correlazione positiva tra l'indice di preferenza annuale registrato in ciascun pascolo e l'estensione dell'area ($r_s=0,77$; $P<0,05$; $N=9$). In uno studio sulla distribuzione dei gruppi di Pavoncella *Vanellus vanellus* in alimentazione, Barnard e Thompson (1985) riscontrano invece una correlazione positiva tra l'indice di preferenza e l'età dei pascoli. Nonostante il numero delle aree utilizzate sia distribu-

Aree di alimentazione	Ambiente	1997-98	1998-99	1999-00	2000-01	media
Area 1	pascolo	0,41	0,71	0,47	0,59	0,61
Area 2	pascolo	0,53	0,35	0,47	0,47	0,51
Area 3	pascolo	0,41	0,29	0,41	0,41	0,43
Area 4	prateria salata a <i>Juncus sp.</i>	0,29	0,18	0,24	0,24	0,26
Area 5	pascolo	0,18	0,29	0,24	0,24	0,26
Area 6	stagno costiero salmastro	0,18	0,24	0,24	0,18	0,23
Area 7	pascolo	0,24	0,18	0,18	0,24	0,23
Area 8	pascolo	0,18	0,12	0,18	0,12	0,16
Area 9	pascolo	0,12	0,12	0,18	0,18	0,16
Area 10	pascolo	0,18	0,06	0,18	0,12	0,15
Area 11	prato allagato-acquitrino	0,18	0,06	0,18	0,12	0,15
Area 12	incolto	0,24	0,00	0,00	0,00	0,07
Area 13	prateria salata a <i>Juncus sp.</i>	0,06	0,06	0,06	0,00	0,05
Area 14	pascolo	0,06	0,00	0,00	0,00	0,02
Area 15	arativo	0,00	0,00	0,06	0,00	0,02

Tab. 1. Distribuzione degli stormi nelle aree di foraggiamento. L'Indice di preferenza annuale per ogni area è stato calcolato utilizzando la formula proposta da Heppleston (cfr. testo).

ito in diverse tipologie ambientali, l'attività trofica del Chiurlo maggiore dipende da poche zone primarie di foraggiamento tutte situate in ambiente di pascolo. Nessuna delle aree selezionate è frequentata regolarmente e solo tre di esse fanno registrare un indice di preferenza rilevante (Tab. 1). Nelle due aree più utilizzate l'andamento dell'indice è diverso, l'area 1 mostra dei valori mensili pressoché simili mentre l'area 2 fa registrare un picco massimo a novembre e dicembre e valori minimi da gennaio a marzo (Fig. 1). La differenza tra le medie dei valori mensili registrati in queste due zone di foraggiamento, non raggiunge comunque la soglia di significatività statistica ($t=0.07$; n.s.; g.l.=38). L'area 2 è frequentata dai gruppi di dimensioni maggiori ed evidenzia un calendario di utilizzo simile nei quattro anni di studio. Lo scadimento qualitativo in seguito allo sfruttamento delle risorse trofiche, potrebbe essere una delle cause che determinano il netto decremento dell'indice di preferenza che si registra nell'area dal mese di gennaio (Fig. 1). Oltre alla probabile ricchezza qualitativa del sito di alimentazione, potrebbe rivestire un ruolo importante anche la vicinanza al roost e la conseguente riduzione dei costi energetici per raggiungere l'area di foraggiamento (Luis et al., 2001). Nonostante la densità dei chiurli non sia sempre in relazione con l'abbondanza delle risorse trofiche (Rippe e Diershke, 1997), la distribuzione delle prede assume un ruolo determinante nelle dinamiche di utilizzo delle zone di foraggiamento. Questo argomento sarà approfondito nelle prossime ricerche attraverso l'analisi ed il monitoraggio della qualità dei siti di alimentazione.

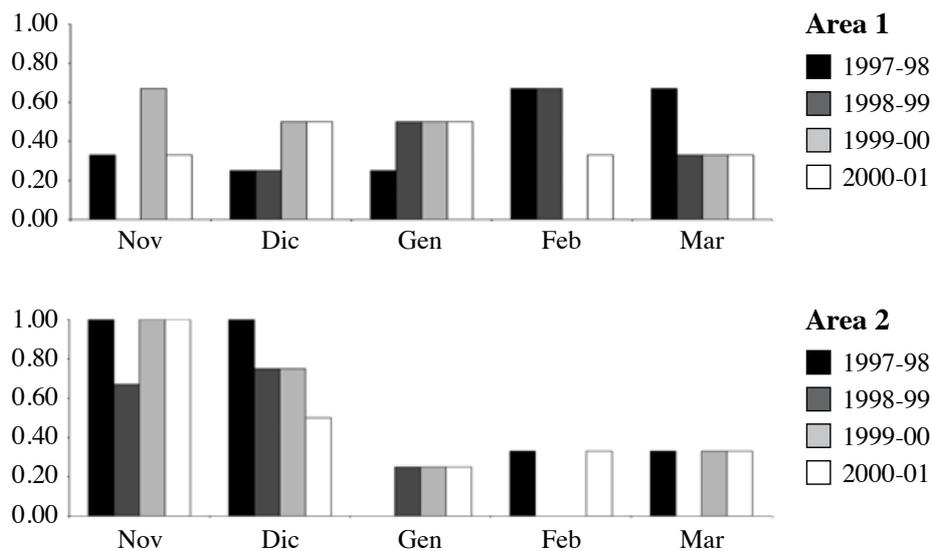


Fig. 1. Indice di preferenza mensile nelle due aree più utilizzate dal Chiurlo maggiore durante l'attività di foraggiamento.

Summary

Use of feeding areas by Curlew *Numenius arquata* and distribution of flocks in the Pontini Lakes (Latium, Central Italy)

Among the fifteen feeding areas used by curlews only three showed a high index of preference, the areas were situated in the pasture. The Curlew forages in small groups, the relation between the size of area and the dimension of the flocks is not significant. Larger flocks have been observed in november and it appears that when they arrive, they choose areas with high food availability and, once exploited, they move to lesser-quality foraging areas. Flight is a high energy consuming activity and the shorter distance to the roost is likely to be one important factor.

BIBLIOGRAFIA

- Barnard C.J. e Thompson D.B.A. 1985. Gulls and Plovers: The Ecology and Behaviour of Mixed Species Feeding Groups. Croom Helm studies in behavioural adaptation.
- Cramp S. & Simmons K. (eds.) 1983. The Birds of the Western Palearctic, Vol. III. Oxford University Press.
- Heppleston P.B. 1971. Feeding techniques of the oystercatcher. Bird Study, 18: 15-20.
- Luis A., Goss-Custard J.D. & Moreira M.H. 2001. A method for assessing the quality of roosts used by waders during high tide. Wader Study Group Bull., 96: 71-73.
- Rippe H. & Dierschke V. 1997. Picking out the plum jobs: feeding ecology of curlews *Numenius arquata* in a Baltic Sea wind flat. Marine Ecology Progress Series, 159: 239-247.
- Trotta M. 2002. Fenologia della migrazione e svernamento del Chiurlo maggiore *Numenius arquata* nei Laghi Pontini. Riv. Ital. Orn., 72: 67-75.
- Trotta M. 2003. Alimentazione del Chiurlo maggiore *Numenius arquata* in periodo invernale e analisi dei fattori di disturbo nelle aree di foraggiamento. Avocetta, 27: 23.
- Trotta M. 2008. Strategie di foraggiamento del Chiurlo maggiore *Numenius arquata* e differenze di successo alimentare tra sessi in un sito di svernamento dell'Italia centrale. Avocetta, 32: 41-46.

FATTORI CHE INFLUENZANO LA MIGRAZIONE DEI RAPACI NEL PARCO NATURALE DEL MONTE SAN BARTOLO

MARTINA ZAMBON⁽¹⁾, LAURENT SONET⁽²⁾, MARCO ROCCHI⁽³⁾, DAVIDE SISTI⁽³⁾
& MASSIMO PANDOLFI⁽⁴⁾

⁽¹⁾ Via Montessori, 1 – 20010 Arluno (MI) (marti83s@libero.it)

⁽²⁾ Parco Naturale Regionale del Monte San Bartolo

Viale Varsavia, snc – 61121 Pesaro (migrazionesanbartolo@provincia.ps.it)

⁽³⁾ Università degli Studi di Urbino, Di. S.U.A.N., Sezione di Biomatemática – Loc. Crocicchia
61029 Urbino (marco.rocchi@uniurb.it)

⁽⁴⁾ Università degli Studi di Urbino, Laboratorio di Zoologia e Biologia della Conservazione
Via Muzio Oddi, 21 – 61029 Urbino (mpandolfi@info-net.it)

A partire dal 1998, l'Ente Parco ha intrapreso un progetto di monitoraggio della migrazione primaverile dei rapaci, per verificare l'entità del passaggio su questo tratto di costa adriatica. In particolare è stato indagato:

- 1) se esiste variabilità significativa in base a sesso e classi di età riguardo al periodo di migrazione nelle specie più frequenti (Falco pecchiaiolo, Falco di palude, Falco cuculo, Gheppio, Albanella minore);
- 2) se esiste correlazione tra la frequenza di passaggio dei migratori, l'intervallo temporale in cui si registra il massimo passaggio migratorio e due variabili meteorologiche quali intensità e direzione del vento.

Il Parco Naturale Regionale del Monte San Bartolo, istituito nel 1994, si estende per 12 km lungo la costa adriatica, tra i comuni di Pesaro e Gabicce Mare, ed ha una superficie di circa 1600 ettari.

Le variabili meteorologiche prese in considerazione sono direzione e intensità del vento. Questi dati sono stati acquisiti dal sito web www.arl.noaa.gov/ready afferente al *National Center for Environmental Prediction* (NCEP) del Centro Meteorologico Nazionale statunitense.

Un totale di 29.246 individui di 23 specie è stato osservato dal 1998 al 2008, per un totale di 847 giornate e 5.802 ore di osservazione (Tab.1).

Dall'analisi mediante test del chi-quadrato è risultato che esiste variabilità statisticamente significativa per tutte le specie di rapaci considerate (Falco di palude, Albanella minore, Falco pecchiaiolo, Gheppio e Falco cuculo), per quanto riguarda la frequenza di passaggio in funzione della differenziazione sessuale e della data, con un passaggio anticipato dei maschi nell'area di studio, seguiti dalle femmine e dai giovani (Fig.1). Nella relazione tra frequenze osservate e le due variabili legate al vento (direzione e intensità), è risultato che le massime frequenze di passaggio si hanno in presenza di vento da S e SE avente modulo fra 3 e 10 nodi (5,5 e 18,5 km/h) oppure con vento pressoché assente (Fig. 2). Le frequenze minime invece corrispondono a condizioni in cui il vento spirava da N e NW.

Specie	Totale Primavera 1998-2008	Specie	Totale Primavera 1998-2008
Falco pescatore	128	Sacro	3
Capovaccaio	2	Falco della regina	1
Aquila anatraia minore	1	Lanario	3
Aquila minore	2	Lodolaio	623
Biancone	9	Falco cuculo	1.691
Poiana	419	Gheppio	3.070
Poiana delle steppe*	1	Grillaio	29
Falco pecchiaiolo	10.937	Smeriglio	5
Nibbio bruno	259	<i>Falconidae ind.</i>	1.117
Nibbio reale	43	TOTALE	29.246
Falco di palude	7.753	<i>Giorni di osservazione</i>	847
Albanella reale	120	<i>Ore di osservazione</i>	5.802
Albanella minore	454		
Albanella pallida	28	Altre specie	
Astore	6	Cicogna bianca	466
Sparviere	569	Cicogna nera	63
<i>Accipitridae ind.</i>	1.973	Gru	276

Tab. 1. Totale rapaci osservati dal 1998 al 2008 (*sottospecie).

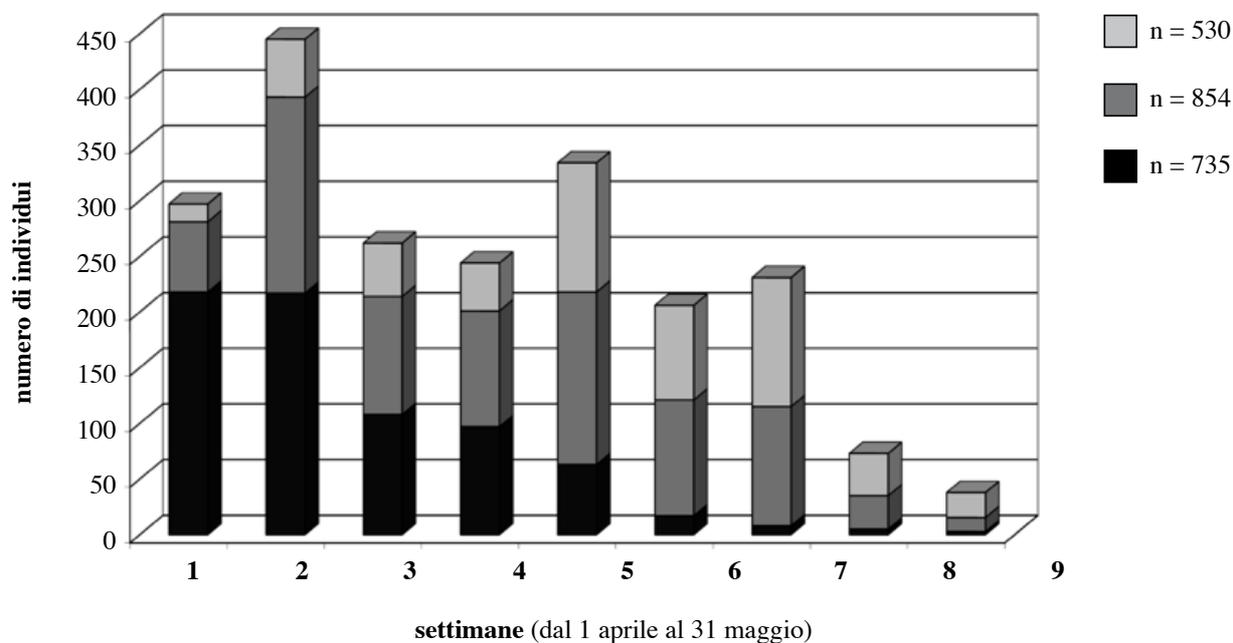


Fig. 1. Nel grafico è mostrata la distribuzione di passaggio di maschi, femmine e giovani del Falco di palude (*Circus aeruginosus*). Sulle ascisse vi è il numero della settimana di osservazione calcolata a partire dal 1° aprile, sulle ordinate il numero di individui osservati, dal 1998 al 2008, nelle varie settimane.

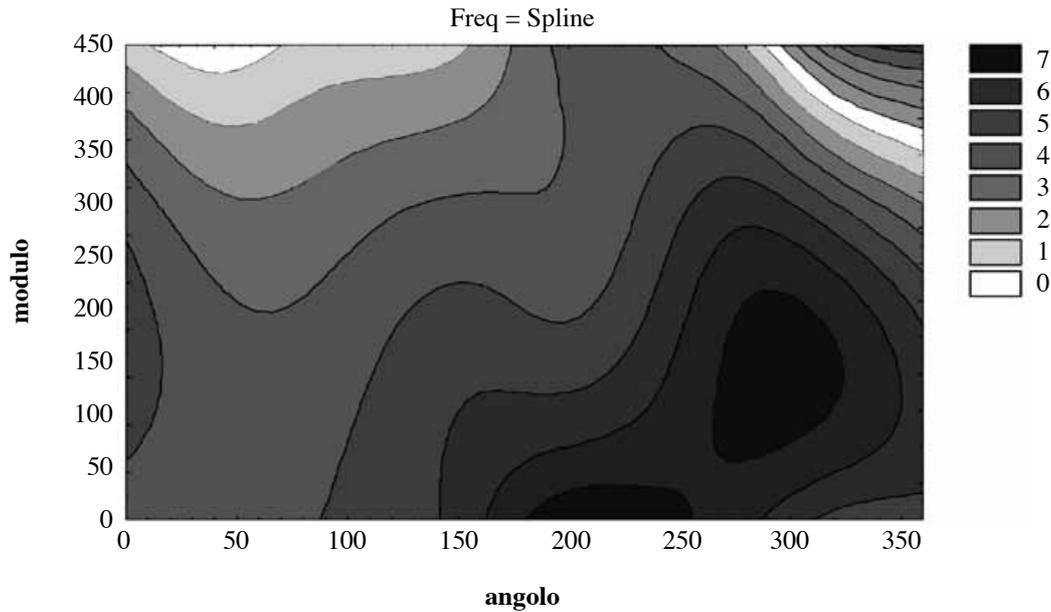


Fig. 2. Frequenza di passaggio in base alla direzione di provenienza (sulle ascisse) e al modulo del vento (sulle ordinate). La direzione è espressa secondo la convenzione matematica in gradi di un angolo trigonometrico, avente il valore di 0° in corrispondenza dell'est e valori crescenti in senso antiorario. Il modulo è espresso in nodi (1 nodo = 0.514 m/s = 1.852 km/h). n = 618 è il numero di giornate di campionamento.

I dati sulla migrazione dei rapaci del Parco Naturale del San Bartolo, raccolti in 11 anni di studio, confermano l'importanza di questa area protetta per la migrazione prenuziale dei rapaci diurni e sembrano anche confermare la stretta relazione tra frequenza di passaggio e componenti vettoriali del vento, anche se non è possibile stabilire se esista qualche altro fattore legato al vento che influenza la migrazione. Infine, l'analisi della varianza eseguita sulla frequenza di passaggio delle specie di rapaci migratori nei vari anni conferma l'importanza del San Bartolo come punto di osservazione della migrazione primaverile e apre nuovi interrogativi circa l'utilizzo di rotte alternative lungo il versante marchigiano dell'Appennino centrale.

Summary

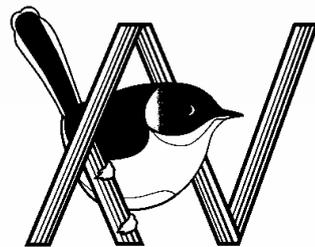
Influencing factors of raptors migration in San Bartolo Natural Park

This paper presents the first systematic study of raptors visible migration over San Bartolo Natural Park, Northern Italy for the period 1998-2008. Various aspects of the migration are analysed: sex and age differential in spring migration of some species (Marsh Harrier, Montagu's Harrier, Honey Buzzard, Kestrel and Red-footed Falcon) and wind influence (direction and intensity). The most abundant species over the Park are: Honey Buzzard, Marsh Harrier, Kestrel, Red-footed Falcon and Hobby. Our observations confirm that the San Bartolo Natural Park are an important route for the spring migration of raptors.

Sessione

**AVIFAUNA, CAMBIAMENTI CLIMATICI
E DISTURBI ANTROPOGENICI**

COMUNICAZIONI



ANALISI DELLE MINACCE: DALL'ECOLOGIA DEL DISTURBO ALLA GESTIONE AMBIENTALE

CORRADO BATTISTI⁽¹⁾ & CORRADO TEOFILI⁽²⁾

⁽¹⁾ *Ufficio Conservazione Natura, Servizio Ambiente, Provincia di Roma – Via Tiburtina, 691
00159 Roma (c.battisti@provincia.roma.it)*

⁽²⁾ *WWF Italia, Settore Biodiversità – Via Po, 25/c – 00198 Roma (c.teofili@wwf.it)*

ETEROGENEITÀ, FRAMMENTAZIONE E DISTURBI

Specie, comunità, ecosistemi si dispongono secondo specifici *patterns* spaziali, in risposta a fattori e processi limitanti di tipo climatico, pedologico, geomorfologico, litologico. La modalità con cui sono fra loro associati i diversi elementi presi come riferimento per definire un paesaggio (comunità vegetali, tipologie di uso/copertura del suolo, risorse) viene definita eterogeneità (*habitat diversity*) (Wiens, 1976; Tews et al., 2004). Tale eterogeneità naturale (o *patchiness*) può essere riscontrata su diverse scale spaziali e temporali e ad ogni livello ecologico (Farina, 2001).

L'eterogeneità può essere anche letta come il risultato dei processi di disturbo naturale o antropogeno in un determinato ambito spaziale. La frammentazione antropica può anche essere letta come una «alterazione dei regimi di disturbo naturali (ovvero della loro estensione, durata, intensità e frequenza) e dei relativi *patterns* ad una determinata scala di riferimento» nei paesaggi terrestri come quelli acquatici (marini e di acqua dolce; Östman et al., 2006; per una revisione: Battisti e Romano, 2007). Tale alterazione è indotta da altrettanti disturbi specifici di origine antropica (come il taglio forestale, il pascolo, l'urbanizzazione e le infrastrutture, gli incendi indotti artificialmente, le specie aliene, l'inquinamento, lo stress idrico) che agiscono singolarmente o in modo complesso e sinergico portando alla formazione di «macchie» (*patches*) disturbate, ciascuna con una propria caratterizzazione (in termini di tipologia ambientale, estensione, struttura ecc.). Pertanto un paesaggio frammentato può anche essere letto come un «mosaico di disturbi» (Hobbs e Huenneke, 1992; Lombard et al., 1997).

In ecologia, per disturbo si intende un evento discreto nel tempo e nello spazio che altera la struttura e la funzione di popolazioni, comunità, ecosistemi in modo reversibile o irreversibile (White e Pickett, 1985; Petraitis et al., 1989). Il disturbo è caratterizzato da un proprio regime nel tempo e nello spazio (estensione, intensità, irreversibilità, durata, frequenza) e tali attributi possono essere quantificati secondo metriche continue o per categorie.

Un disturbo può non costituire un problema di per sé. Specifici regimi di disturbo naturale possono infatti essere determinanti nelle dinamiche successionali di alcune comunità vegetali ed essere prevedibili su determinate scale temporali. Il disturbo può essere definito catastrofico se la sua distribuzione, intensità, frequenza,

durata, risultano ben superiori rispetto alla scala di riferimento della componente che lo subisce.

DISTURBI ANTROPOGENI

In linea generale, i disturbi antropogeni, agiscono con modalità (frequenza, intensità, durata) che possono essere marcatamente differenti da quelle naturali, comportando effetti, a volte irreversibili, sugli ecosistemi e le loro componenti. Attualmente si sta assistendo ad un grande sviluppo del settore disciplinare che indaga i disturbi. In particolare sono in una fase esplorativa i settori di indagine relativi alla individuazione di idonei indicatori. È possibile, ad esempio, applicare il modello DPSIR (Determinanti, Pressione, Stato, Impatto, Risposta) all'analisi dei disturbi (si veda il modello DPSIR dell'Agenzia Europea dell'Ambiente; ANPA, 2000). Inoltre, molti ricercatori stanno lavorando ad un documento comune finalizzato a classificare i disturbi secondo una tassonomia specifica, nonché ad una metodologia per quantificarne gli effetti su specifici target.

La possibilità di caratterizzare e quantificare i disturbi, con particolare riferimento a quelli di origine antropica, consente la definizione di strategie nella conservazione di specie e habitat, di pianificazione territoriale e nella gestione di singoli siti (es., aree protette). Pertanto in tali discipline è stato introdotto il concetto di minaccia (*threat*), che viene definita come un disturbo antropogeno che ha causato, sta causando o causerà la distruzione, la degradazione o l'alterazione di una componente target della biodiversità o dei processi naturali tale da pregiudicarne lo stato di conservazione (cfr. Salafsky et al., 2003 e le linee guida IUCN-CMP, 2006 in progressivo aggiornamento). Attraverso tale chiave di lettura è possibile classificare, mappare, quantificare le minacce, definendo strategie e ordini di priorità per attuare risposte in termini di strategie in siti specifici (es., aree protette).

L'ANALISI DELLE MINACCE

La quantificazione delle minacce può essere effettuata con un approccio *expert-based*, acquisendo punteggi (*scores*) da parte di esperti (gestori di aree protette, tecnici) sia dei target di conservazione sia del sito oggetto di analisi (passaggio strategico importante perché gli eventi di minaccia sono strettamente caratterizzate da pattern contesto-specifici ed è necessario che gli esperti abbiano esperienza del sito specifico). Gli approcci esperti sono utilizzati quando si debbono risolvere problematiche complesse, l'imprevedibilità è elevata e le metriche tra componenti da valutare non sono paragonabili (Linstone e Turoff, 1975; Hess e King, 2002).

In Italia, questo approccio è stato applicato in alcune aree protette di diversa tipologia attraverso la regia del WWF Italia (cfr. Battisti et al., 2008). Alcuni risultati sono già disponibili e sottolineano come:

- I) spesso le aree o i siti ove si attuano misure di conservazione valutano le minacce su base "carismatica" e non oggettiva, sottovalutando quelle minacce "neglette" che invece possono portare a conseguenze marcate sui target di conservazione;

- II) spesso la valutazione delle minacce in un'area non è contestualizzata all'area stessa ma al *background* dei tecnici esperti di determinati gruppi animali o vegetali che, tuttavia, possono non conoscere il regime locale di un disturbo e le relazioni specifiche causa-effetto (disturbo-target di conservazione) nel sito;
- III) se non analizzate in modo oggettivo, esiste un effetto "mass-media" che enfatizza minacce generalmente riconosciute come tali in determinati ecosistemi (es., aree umide = inquinamento delle acque) ma che in realtà non sono quelle prioritarie nel sito in esame (cfr. Battisti et al., 2009). In tal senso, l'analisi delle minacce consente anche la possibilità di ordinare per rango gli eventi stessi di minaccia, definendo quelli prioritari (cfr. Salafsky et al., 2002, 2003), nonché di pesare l'esperienza degli esperti che assegnano il valore alle variabili degli eventi (Cole, 1994).

SCOPI MULTIPLI DELL'ANALISI DELLE MINACCE

L'analisi delle minacce condotta in siti ove sono presenti target di biodiversità che prevedono la definizione di misure specifiche di conservazione costituisce un approccio con scopi molteplici.

1. Tecnico-gestionale: tale approccio può consentire di:

- 1) fare il punto delle conoscenze sulle problematiche presenti in un'area protetta;
- 2) individuare e classificare in modo standardizzato, certificato, oggettivo e gerarchico le minacce alla biodiversità locale secondo il protocollo consolidato IUCN;
- 3) quantificare e comparare le minacce;
- 4) definire un ordine di priorità al fine di facilitare l'avvio di specifiche misure di conservazione;
- 5) monitorare nel tempo le minacce.

2. Educazione ambientale: essa può consentire di avviare un percorso di educazione ambientale con gli istituti di istruzione finalizzato a focalizzare l'attenzione degli studenti non solo sui valori di biodiversità ma anche sulle attività antropiche (*driving forces*) in grado di intervenire attraverso processi di minaccia sulla biodiversità stessa. Questo consente anche di affrontare il tema delle relazioni tra uomo, ambiente e biodiversità in modo innovativo. Ciò può anche essere di stimolo per sviluppare le capacità critiche negli studenti in relazione alle possibili ipotesi strategiche di risposta alle minaccia (Cosa fare? Per quale minaccia? In che modo? Attraverso progetti? Piani? Norme? Educazione e comunicazione?).

3. Politica e comunicazione: tale analisi consente di evidenziare al grande pubblico come l'ente parco sia a conoscenza delle problematiche e risponda ad esse secondo una strategia analitica e oggettiva e non secondo tattiche di emergenza.

4. Formazione ambientale: il personale tecnico e con funzioni di controllo dell'area protetta acquisirà gli strumenti di base per ripetere il protocollo di analisi delle minacce con periodicità al fine di avviare una strategia di monitoraggio e verificare il successo delle azioni intraprese. In tal senso l'analisi delle minacce favorisce l'avvio

di un processo formativo del personale dell'area protetta che, se adeguatamente formato e forte della sua competenza sulle relazioni causa-effetto (disturbi-target) nel sito, potrà contribuire alla valutazione esperta.

CONCLUSIONI

Questa nuova chiave di lettura rappresenta un formidabile strumento in grado di indirizzare le strategie di gestione di siti o ambiti sottoposti a tutela. Tale approccio, infatti, consente di trattare in modo analitico le minacce, trattando queste ultime come eventi da trattare, al pari delle altre componenti ecosistemiche, in modo tassonomico, gerarchico e oggettivo, formalmente adeguato a elaborare strategie di *wildlife management* dirette verso target di conservazione (specie, comunità, processi).

Tale contributo, che costituisce parte di una revisione *in progress* sull'argomento, oltre a sottolineare l'approccio innovativo alla classificazione e quantificazione degli eventi di disturbi *per se*, vuole stimolare gli enti parco e le istituzioni con compiti di gestione di siti e aree protette ad avviare approcci di questo tipo nelle aree di propria competenza.

Summary

Threat analysis: from disturbance ecology to wildlife management

Disturbance ecology is a recent discipline that analyze the role of these events that disrupt species, communities, ecosystems and processes. In wildlife management, anthropogenic disturbances (i.e., threats) represent the focus of the strategies, here intended as a set of measures promoted to conserve specific target of conservation. Therefore, naming, listing and measuring human-induced threats in protected areas and sites of conservation concern is crucial in management and conservation actions. Here, we suggest as the threat analysis procedure is an approach useful in conservation biology and site management, evidencing as these anthropogenic events may be assessed through a wide set of attributes (scope, severity, frequency, duration, magnitude, etc.) applying an experience-based method. This analysis is useful, other from a technical point of view, also for local education and policy strategies.

BIBLIOGRAFIA

- ANPA, 2000. Selezione di indicatori ambientali per i temi relativi alla biosfera. RTI CTN_CON 1/2000. Agenzia Nazionale Protezione Ambiente, Roma.
- Battisti C., Luiselli L., Pantano D., Teofili C., 2008. On threats analysis approach applied to a Mediterranean remnant wetland: Is the assessment of human-induced threats related into different level of expertise of respondents? *Biodiversity and Conservation*, 16: 1529-1542.
- Battisti C., Luiselli L., Teofili C., 2009. Quantifying threats in a Mediterranean wetland: are there any changes in their evaluation during a training course? *Biodiversity and Conservation*, 18: 3053-3060.
- Battisti C., Romano B., 2007. Frammentazione e Connettività - dall'analisi ecologica alla pianificazione ambientale. Città Studi edizioni - De Agostini, Novara.
- Cole D.N., 1994. The wilderness threats matrix: a framework assessing impacts. Res. Pap. INT-475. Ogden UT: US. Department of Agriculture, Forest Service, Intermountain Research Station: 1-14.
- Farina A., 2001. Ecologia del Paesaggio. Principi, metodi e applicazioni. UTET Libreria, Torino.

- Hess G.R., King T.J., 2002. Planning open spaces for wildlife. I. Selecting focal species using a Delphi survey approach. *Landscape and Urban Planning*, 58: 25-40.
- Hobbs R.J., Huenneke L.F., 1992. Disturbance, diversity and invasions: Implications for conservations. *Conservation Biology*, 6: 324-337.
- IUCN – CMP (The World Conservation Union - Conservation Measures Partnership), 2006. Unified classification of direct threats. Version 1.0
- Linstone H.A., Turoff M. (Eds.), 1975. *The Delphi method: technique and applications*. Addison-Wesley, New York.
- Lombard A.T., Cowling R.M., Pressey R.L., Mustart P.J., 1997. Reserve selection in a species-rich and fragmented landscape on the Agulhas Plain, South Africa. *Conservation Biology*, 11: 1101-1116.
- Östman Ö., Kneitel J.M., Chase J.M., 2006. Disturbance alters habitat isolation's effect on biodiversity in aquatic microcosms. *Oikos*, 114: 360-366.
- Petraitis P.S., Lathann R.E., Niesenbaum R.A., 1989. The maintenance of species diversity by disturbance. *Quarterly Review of Biology*, 64: 393-418.
- Salafsky N., Margoluis R., Redford K.H., Robinson J.G., 2002. Improving the practice of conservation: a conceptual framework and research agenda for conservation science. *Conservation Biology*, 16: 1469-1479.
- Salafsky N., Salzer D, Ervin J Boucher T, Ostlie W., 2003. Conventions for defining, naming, measuring, combining, and mapping threats in conservation. An initial proposal for a standard system. Draft version, 1.12.2003. Available from www.conservationmeasures.org/CMP/IUCN/Site_Page. Cited 1 Oct 2007.
- Tews J., Brose U., Grimm V., Tielbörger K., Wichmann M.C., Schwager M., Jeltsch F., 2004. Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. *Journal of Biogeography*, 31: 79-92.
- White P.S., Pickett S.T.A., 1985. Natural disturbance and patch dynamics: an introduction. In: Pickett S.T.A., White P.S. (eds.), *The ecology of natural disturbance and patch dynamics*. Academic Press, Orlando: 3–13.
- Wiens J.A., 1976. Population responses to patchy environments. *Annual Review of Ecology and Systematic*, 7: 81-120.

LO STUDIO DELL'AVIFAUNA DEL TARDOGLACIALE ITALIANO: ASPETTI ECOLOGICI ED INFLUENZA ANTROPICA

MONICA GALA^(1,2) & ANTONIO TAGLIACOZZO^(1,2)

⁽¹⁾ *Soprintendenza al Museo Nazionale Preistorico Etnografico "L. Pigorini", Sezione di Paleontologia del Quaternario e Archeozoologia – P.le G. Marconi, 14 – 00144 Roma (antonio.tagliacozzo@beniculturali.it) (monarix@yahoo.it)*

⁽²⁾ *Istituto Italiano di Paleontologia Umana – P.za Mincio, 2 – 00161 Roma*

INTRODUZIONE

Nel corso degli ultimi anni le nostre ricerche si sono concentrate sulle avifaune fossili provenienti da giacimenti italiani del Tardoglaciale (fine del Paleolitico superiore, all'incirca da 15000 a 10000 anni dal presente). Questo periodo è particolarmente interessante in quanto caratterizzato da oscillazioni climatiche che hanno provocato notevoli variazioni ambientali. Tali trasformazioni hanno spinto le popolazioni di cacciatori-raccoglitori a modificare le strategie di sfruttamento delle risorse animali, ampliando lo spettro delle specie predate, tra le quali anche gli uccelli hanno acquistato maggiore importanza.

Scopo di questo lavoro è quello di identificare le modificazioni nelle associazioni avifaunistiche e il ruolo svolto dall'uomo nell'accumulo delle ossa degli uccelli nei giacimenti preistorici.

AREA DI STUDIO

Complessivamente sono stati individuati 42 giacimenti del Tardoglaciale nei quali è testimoniata la presenza di uccelli (Bietti 1990; Gala & Tagliacozzo in stampa). Si tratta di grotte e ripari di diverse dimensioni e localizzati in 11 regioni italiane: 4 in Liguria (Grotte dei Fanciulli e dei Colombi, Riparo Mochi, Caverna delle Arene Candide); 2 nel Veneto (Grotta di Veja E, Riparo Tagliente); 3 in Trentino (Ripari Soman, Dalmeri e Cogola); 3 in Friuli Venezia Giulia (Riparo di Biarzo, Grotte Verdi di Pradis e del Clusantin); 1 in Toscana (Riparo di Vado all'Arancio); 4 nel Lazio (Grotte di Settecannelle e Polesini, Palidoro, Riparo Salvini); 8 in Abruzzo (Grotte di Ciccio Felice, La Punta, di Ortucchio, Maritza, Continenza, Tronci, di Pozzo, Riparo Maurizio); 4 in Campania (Grotte Erica, La Porta, della Serratura, della Cala); 2 in Calabria (Grotta del Santuario della Madonna, Riparo del Romito); 6 in Puglia (Grotte Paglicci, delle Mura, di Santa Croce, Romanelli, del Cavallo, di Uluzzo); 5 in Sicilia (Grotte dell'Addaura, dei Genovesi, Giovanna, di San Teodoro, Riparo del Castello). Si tratta per la maggior parte di grotte costiere ma anche di siti oltre i 1000 m s.l.m. (Ripari Dalmeri e Cogola) o sui versanti delle montagne abruzzesi che delimitano l'antico lago fucense o sui fondovalle alpini (Ripari Tagliente, Soman e di Biarzo).

MATERIALI E METODI

La ricerca si basa sia su studi condotti direttamente dagli autori (Grotte Romanelli, del Santuario della Madonna, Paglicci, ecc) sia su dati bibliografici. A fronte di centinaia di lavori paleontologici e archeozoologici relativi ai mammiferi solo pochi presentano dati sull'avifauna (42 siti), a volte risalenti a decine di anni fa e spesso si riducono alla semplice citazione della presenza o del numero totale di resti di uccelli (16 siti).

Per questo studio sono stati utilizzati soltanto i siti con dati tassonomici e/o numerici: 26 siti di cui 7 con dati tassonomici e 19 con dati quantitativi (Tab. 1).

RISULTATI

La determinazione tassonomica ha permesso di riconoscere la presenza di 178 differenti specie alle quali vanno aggiunte le determinazioni a livello di Genere, Famiglia o Ordine.

Dai 19 siti con dati tassonomici e quantitativi provengono complessivamente 54099 resti ossei. La quantità dei resti varia notevolmente, passando da 1 resto di Grotta di Pozzo ai 32206 di Grotta Romanelli. Anche la quantità di specie varia fortemente e soltanto in 4 siti sono state determinate più di 50 specie (a Grotta Romanelli ben 109). Le due specie più segnalate (14 siti) sono la Quaglia *Coturnix coturnix* ed il Gracchio alpino *Pyrrhocorax graculus*, che però non sono rappresentate da un elevato numero di resti. La maggior parte dei resti ossei appartiene alla Gallina prataiola *Tetrax tetrax*, segnalata solo in 5 siti ma presente a Grotta Romanelli con oltre 21000 resti, e a 3 anseriformi, Oca lombardella *Anser albifrons*, Oca colombaccio *Branta bernicla* e Oca granaiola *A. fabalis*, anch'esse segnalate in pochi siti.

Gli uccelli del Tardoglaciale sono per la maggior parte migratori (99 specie di cui 90 regolari e 9 irregolari) ma sono molte anche le specie sedentarie (65) (Brichetti & Massa, 1998).

Interessanti indicazioni paleoambientali sono state ricavate dalla presenza di specie oggi assenti (5) o rare nel territorio italiano che riflettono sia le modificazioni climatiche sia le diverse morfologie del territorio circostante i siti. Ad esempio la Pernice nordica *Lagopus lagopus*, l'Alca impenne *Pinguinus impennis*, la Gru siberiana *Grus leucogeranus*, la Civetta delle nevi *Nyctea scandiaca* e la Ganga *Pterocles orientalis* sono totalmente assenti. Altre specie come il Gobbo rugginoso *Oxyura leucocephala*, l'Aquila di mare *Haliaeetus albicilla*, il Gipeto *Gypaetus barbatus*, l'Avvoltoio monaco *Aegypius monachus*, l'Albanella reale *Circus cyaneus*, il Falco pescatore *Pandion haliaetus* e la Gru *Grus grus* sono estinte come nidificanti. Il Pellicano *Pelecanus crispus*, Oca zamperosee *Anser brachyrhynchus*, Oca delle nevi *Anser caerulescens*, Aquila imperiale *Aquila heliaca*, Damigella di Numidia *Anthropoides virgo*, Gabbiano di Pallas *Larus ichthyaetus*, Grandule *Pterocles alchata* e Ciuffolotto delle pinete *Pinicola enucleator* sono oggi accidentali.

Studi tafonomici hanno evidenziato tracce prodotte da strumenti litici e/o combustioni localizzate sulle ossa di uccelli di vari giacimenti (Gala & Tagliacozzo 2004). In

Tassa

Tassa	Chiverna delle Acque calde	Gruta del Colombi	Gruta di Vega E	Riparo Serean	Riparo Dalmeri	Riparo Cogola	Gruta Vadi di Piatti	Riparo di Vado Bif/Vambio	Pallodoro	Gruta Polzetti	Riparo Salerini	Gruta di Cicco Felle	Gruta di Ortaio	Gruta Cortacchio	Gruta Cortusiana	Riparo Maurizio	Gruta Tholai	Gruta di Pozzo	Gruta della Serrana	Gruta delle Mare	Gruta di Santa Croce	Gruta Romanelli	Gruta di Uzzo	Gruta del Serrano della Makerna	Gruta del'Indiana	Riparo del Castello	Gruta dei Giovani	TOTALE NUMERO RESTI	
<i>Gavia stellata</i>	?																		1									31	
<i>Gavia arctica</i>																							26						61
<i>Tachyphaps ruficollis</i>		x																					45						12
<i>Podiceps cristatus</i>		x																					15						28
<i>Podiceps grisogen</i>		aff.																										56	
<i>Podiceps auritus</i>	1	x										56																48	
<i>Podiceps nigricollis</i>												47																74	
<i>Podiceps sp.</i>												57												9				1	
<i>Colaptes diomedea</i>																	1											4	
<i>Puffinus sp.</i>		?																										1	
<i>Phalacrocorax carbo</i>																								1				67	
<i>Phalacrocorax aristotelis</i>		x																										5	
<i>Pelecanus erispus</i>																												1	
<i>Botaurus stellaris</i>	1																											12	
<i>Nycticorax nycticorax</i>																												2	
<i>Ardea cinerea</i>																												1	
<i>Cygnus cygnus</i>	14																									x		48	
<i>Cygnus sp.</i>		x																										x	
<i>Anser fabalis</i>		x																										1405	
<i>Anser brachyrhynchus</i>																												16	
<i>Anser albifrons</i>	3																											3504	
<i>Anser erythopus</i>																												36	
<i>Anser anser</i>		x																										106	
<i>Anser carunculatus</i>																												30	
<i>Anser sp.</i>		x																										15	
<i>Branta leucopsis</i>																												145	
<i>Branta bernicla</i>													1															1861	
<i>Branta ruficollis</i>																												57	
<i>Branta sp.</i>																												2	
<i>Anserinae ind.</i>																												1	
<i>Tadorna tadorna</i>																												12	
<i>Anas penelope</i>	1	?																										445	
<i>Anas strepera</i>		?										1																179	
<i>Anas crecca</i>		x																										116	
<i>Anas platyrhynchos</i>	7	?																										409	
<i>Anas acuta</i>		x																										242	
<i>Anas querquedula</i>		x																										74	
<i>Anas clypeata</i>		?																										70	
<i>Anas sp.</i>																												3	
<i>Nettion rutina</i>	4																											33	
<i>Aythya ferina</i>	1	aff.																										144	
<i>Aythya nyroca</i>																												96	
<i>Aythya fuligula</i>		?																										719	
<i>Aythya marila</i>		?																										x	
<i>Somateria mollissima</i>		?																										3	
<i>Clangula hyemalis</i>																												5	
<i>Melanitta fusca</i>		x																										7	
<i>Bucephala clangula</i>																												77	
<i>Mergus albellus</i>		aff.																										2	
<i>Mergus serrator</i>																												8	
<i>Mergus merganser</i>																												11	
<i>Oxyura leucocephala</i>																												2	
<i>Pernis ptilorhynchus</i>																												1	
<i>Haliaeetus albicilla</i>																												3	
<i>Gyps fulvus</i>		x																										11	
<i>Aegypius monachus</i>																												16	
<i>Circus aeruginosus</i>																												9	
<i>Circus cyaneus</i>																												29	
<i>Circus macrorhynchus</i>																												8	
<i>Accipiter gentilis</i>	2	x																										15	
<i>Accipiter nisus</i>																												2	
<i>Buteo buteo</i>	3	x																										28	
<i>Buteo lagopus</i>	4	x																										6	
<i>Aquila heliaca</i>																												17	
<i>Aquila chrysaetos</i>	1	x																										139	
<i>Aquila sp.</i>																												3	
<i>Pandion haliaetus</i>		x																										x	
<i>Falco naumanni</i>		x																										3	
<i>Falco tinnunculus</i>	9	x																										216	
<i>Falco vespertinus</i>		?																										3	
<i>Falco subbuteo</i>	3	?																										35	
<i>Falco eleonorae</i>	6	?																										13	
<i>Falco peregrinus</i>		?																										16	
<i>Falco sp.</i>																												1	
<i>Lagopus lagopus</i>	259																											267	
<i>Lagopus mutus</i>	10																											120	
<i>Lagopus sp.</i>																												13	
<i>Tetrao tetrix</i>	5	x	x																									1053	
<i>Tetrao urogallus</i>	1	x																										2	
<i>Tetraonidae ind.</i>																												14	
<i>Alectoris graeca</i>	41	x																										146	
<i>Alectoris rufa</i>		x																										18	
<i>Perdix perdix</i>	43	x																										2880	
<i>Coturnix coturnix</i>	21	x																										259	
<i>Galliformes ind.</i>																												2	
<i>Reithroptila curvirostris</i>																												1	
<i>Porzana porzana</i>		?																										x	
<i>Crex crex</i>	33	x	x																									39	
<i>Gallinula chloropus</i>																													

particolare a Grotta Romanelli (Cassoli et al., 2003) tracce di modificazioni antropiche sono state individuate su oltre 50 specie, tra le quali soprattutto gallina prataiola, otarda e Anseriformi, che hanno messo in luce una vera e propria metodologia di macellazione degli uccelli.

CONCLUSIONI

Delle 178 specie determinate nei giacimenti del Tardoglaciale italiano alcune sono oggi assenti nel territorio e testimoniano sia un clima più freddo dell'attuale (*Lagopus lagopus*, *Grus leucogeranus*, *Pinguinus impennis*, *Nyctea scandiaca*), sia un ambiente più arido (*Pterocles orientalis*).

Sulle ossa di alcune specie sono state rinvenute tracce di tagli, di combustioni localizzate e di altre azioni antropiche. Durante questo periodo di cambiamenti climatici (fine della glaciazione) e di trasformazione del paesaggio, tali tracce documentano un maggiore interesse per gli uccelli da parte dei cacciatori paleolitici che hanno trovato rifugio nelle grotte e ripari. L'eccezionale campione di Grotta Romanelli ha permesso di riconoscere attività di sfruttamento di una grande varietà di avifauna. Nelle ampie pianure steppiche soprastanti il sito erano cacciate, a scopo alimentare, l'otarda e la gallina prataiola, mentre numerosi Anseriformi venivano catturati nelle estese lagune costiere. Gli uccelli, oltre che per interesse alimentare, erano cacciati anche per altri scopi utilitari (penne, piume, uova, osso) o cultuali (ossa decorate o incise).

Summary

The study on avifauna from Italian Late Glacial: ecological aspects and anthropic influence

The archaeozoological studies carried out on fossil avifauna from the archaeological sites of the Italian Late Glacial (from 15.000 to 10.000 years ago) are an important research field for the reconstruction of the complex relationship between the Upper Palaeolithic human population and the birds. As regards at that period of subsistence changes of hunter-gatherer is important to outline the role of birds in the Palaeolithic economy. As a result of the taphonomic study we have evidence of antropic exploitation some species not only as a food but also for resource economic and ritual purposes. Besides interesting paleoecologic indications result from the presence of no more existing or rare in Italy; these species reflect both climatic variations and the different morphology of the landscape where the sites werw located.

BIBLIOGRAFIA

- Bietti A., 1990. The late Upper Paleolithic in Italy: An overview. *Journal of World Prehistory*, 4 (1): 95-155.
- Brichetti P. & Massa B., 1998. Check list degli uccelli italiani aggiornata a tutto il 1997. *Rivista italiana di Ornitologia*, 68: 129-152.
- Cassoli P.F., Gala M., & Tagliacozzo A., 2003. La caccia e l'utilizzo alimentare degli uccelli a Grotta

- Romanelli durante le fasi finali del Pleistocene. In: P.F. Fabbri, E. Ingravallo, A. Mangia (a cura di), Grotta Romanelli nel centenario della sua scoperta (1900-2000). Atti del Convegno Castro 6-7 ottobre 2000. Congedo, Lecce: 91-111.
- Gala M. & Tagliacozzo A., 2004. L'exploitation des oiseaux pendant le Paléolithique supérieur et le Mésolithique a Grotta della Madonna di Praia a Mare (Calabre, Italie). In J. Brugal, J. Desse (a cura di), Petits animaux et sociétés humaines. Du complément alimentaire aux ressources utilitaire. Actes des Rencontres 23-25 octobre 2003. XXIV^e Rencontres Internationales d'archéologie et d'histoire d'Antibes. APDCA, Antibes : 173-177.
 - Gala M. & Tagliacozzo A., in stampa. The avifauna from Late Glacial archaeological sites in Italy: a tentative synthesis. In: W. Prummel, J.T. Zeiler & D.C. Brinkhuizen, Birds in Archaeology. Proceedings of the 6th Meeting of the Bird Working Group (BWG) of ICAZ (International Council of Archaeozoology) in Groningen (23.8-27.8 2008: 205-218.

DISTURBI ANTROPOGENICI, DISTRIBUZIONE E SELEZIONE DI HABITAT DEL PASSERO SOLITARIO *Monticola solitarius* SUI RILIEVI COSTIERI DEL LAZIO MERIDIONALE

GASPARE GUERRIERI & AMALIA CASTALDI

*GAROL (Gruppo Attività Ricerche Ornitologiche del Litorale) – Via Villabassa, 45 – 00124 Roma
(g.guerrieri@mclink.it)*

INTRODUZIONE

Parzialmente sedentario, migratore e nidificante, il Passero solitario *Monticola solitarius* è presente nella penisola e sulle isole con una popolazione di 10'000-20'000 coppie (Bricchetti & Fracasso, 2008). Stabile in alcune regioni, la specie è in decremento in altre, avendo subito negli ultimi anni una contrazione di areale causata dalla ristrutturazione dei ruderi (Sposimo, 1997). Nel Lazio, nidifica in aree urbane e sulla maggior parte dei complessi montuosi (Riga, 1995) e a Roma è presente con una popolazione di circa 40 coppie (Salvati, 1997). In autunno-inverno, ha una distribuzione più ampia e la specie è osservabile lungo i litorali, a margine di zone umide e in aree coltivate (Biondi et al., 1999).

Poco studiata in aree non urbane e di continuità riproduttiva, la specie viene menzionata quasi esclusivamente negli atlanti provinciali e regionali (Corsetti, 1989; Riga, 1995).

Nel contributo si riportano i risultati di un'indagine mirata alla valutazione della densità, della distribuzione e della selezione di habitat sui rilievi del Lazio meridionale in ambienti periodicamente stressati dal passaggio del fuoco.

AREA DI STUDIO

L'indagine è stata condotta su 3 rilievi costieri del Lazio meridionale (Monte Circeo, Monti Ausoni, Monti Aurunci) su una superficie di 1'438 km²; distanza massima dalla linea di costa 40 km e altitudine variabile tra 0 e 1'535 m s.l.m.

L'area si caratterizza per la presenza di falesie costiere e di pareti calcaree distribuite lungo i versanti esposti tra sud e ovest. Cedui di leccio *Quercus ilex* e localmente di sughera *Quercus suber* vegetano sui versanti meridionali, mentre su quelli settentrionali sono presenti estesi boschi di caducifoglie a *Quercus cerris* e a *Ostrya carpinifolia* e alle quote più elevate a *Fagus sylvatica*. Rimboschimenti di essenze non native, arbusteti mediterranei, garighe e formazioni erbacee soggette ad incendi periodici si rinvengono nelle aree esposte a mezzogiorno. Gli uliveti si spingono fino a un'altitudine di 600 m, mentre cereali, leguminose e foraggi sono coltivati a quote più basse. L'abitativo è raccolto nei centri urbani ed è diffuso nelle aree agricole e nelle valli; la presenza umana è localmente molto elevata.

METODI

Tra il primo di marzo e il 30 aprile degli anni compresi tra il 1999 e il 2004 sono state percorse in auto tutte le strade secondarie, le sterrate e i tratturi disponibili nelle aree potenzialmente idonee alla riproduzione della specie. I transetti, effettuati nelle ore del mattino (7-12) ad una velocità di 10-20 km orari con tempo sereno e assenza di vento, sono stati corredati da una sosta della durata di 10 minuti effettuata ogni 500 m di percorso (Bibby et al., 2000). Ad ogni contatto avuto con la specie, venivano annotati la posizione nell'area (GPS geko 201) e il sesso, subito riportati su cartografia UTM 10x10 km sulla quale era stata disegnata una griglia a maglia quadrata avente lato di 2.5 km (superficie 6.25 km²). Contestualmente, su superfici circolari di 250 m di raggio (superficie 20 ha circa) e centro l'osservazione, veniva effettuata una valutazione della struttura morfologica e vegetale dell'area di presenza secondo le variabili di Tab. 1. La stessa operazione è stata eseguita durante le soste nelle aree dove la specie non era stata rilevata. Nei centri urbani è stato realizzato, nelle prime ore del mattino, un ulteriore punto di osservazione/ascolto di 20 minuti per rilevare l'eventuale presenza di maschi insediati in questi ambienti.

Il numero medio di individui/area e le distanze medie tra maschi limitrofi è stato confrontato con il test T per campioni indipendenti (SPSS 14), previa trasformazione logaritmica dei dati [$x' = (\log x + 1)$]. I rapporti esistenti tra descrittori ambientali e presenza o assenza della specie sono stati esplorati, sia a livello di struttura geomorfologica del paesaggio, che vegetale e di destinazione d'uso, mediante analisi di regressione logistica binaria metodo forward Wald Stepwise applicata su 60 aree di presenza e in altrettante di non presenza scelte a caso. La significatività dell'analisi è stata testata con il Wald test e solo le variabili con significatività $P < 0.05$ sono state incluse nel modello (Hinsley et al., 1995). I dati delle matrici sono stati standardizzati mediante la formula: $z_i = (x_i - X) / S$, essendo x_i il valore originale della variabile relativa all' i -esimo caso, z_i la sua deviazione standardizzata, X la media della distribuzione originale ed S la sua deviazione standard (Flower & Cohen, 1993). Per ridurre la collinearità le variabili intercorrelate ($r > 0.6$), considerate aspetti di uno stesso descrittore, sono state eliminate ed è stata inserita nell'analisi solo quella più esplicativa (Green, 1979). La regolarità della distribuzione è stata valutata come rapporto tra media geometrica e media aritmetica delle distanze tra maschi. Valori inferiori a 0.65 indicano distribuzioni casuali, mentre valori superiori suggeriscono distribuzioni regolari (test GMASD; Brown, 1975).

RISULTATI

Sul Monte Circeo è stata esplorata una superficie di 15.3 km² (80.5 % del totale) e sono stati rilevati 8 maschi la cui densità, in aree di presenza continua, è stata di 0.43 maschi / 100 ha. La distanza media tra maschi limitrofi è stata di $1'161 \text{ m} \pm 448 \text{ m DS}$ ($N = 7$). Le femmine osservate sono state 5 e il numero di coppie accertate 3. Sui Monti Ausoni sono state esplorate 85 unità di 6.25 km² equivalenti ad una superficie di circa 531 km² (76.6 % del totale superficiale). La specie è stata osservata in

distanza dal mare (km)	garighe (2-5 anni dal passaggio del fuoco; ha)
altitudine s.l.m. (m)	associazioni ad <i>Ampelodesmus mauritanicus</i>
pareti rocciose: presenza-assenza	(1-2 anni dal passaggio del fuoco; ha)
pendenza del crinale (gradi)	arbusteti non mediterranei (ha)
orientamento del crinale rispetto ai punti cardinali (N,NE,E,SE,S,SW,W,NW)	componente arborea non boschiva (ha)
affioramenti rocciosi (ha)	altezza media della componente arborea (m)
aree urbane (ha)	altezza media della componente arbustiva (m)
fabbricati abitati: presenza-assenza	uliveti (ha)
manufatti disabitati: presenza-assenza	prato-pascolo fertile (ha)
formazioni boschive (ha)	bestiame al pascolo: presenza-assenza
macchia mediterranea (ha)	colture cerealicole (ha)
	foraggi (ha)

Tab. 1. Variabili morfologiche, vegetali e di destinazione d'uso utilizzate per analizzare l'habitat del Passero solitario. Tra parentesi è indicata l'unità di misura usata (M. Circeo, M. Ausoni, M. Aurunci; stagioni riproduttive 1999-2004).

47 unità di rilevamento (293.8 km²; 55.3 % dell'area esplorata) e i maschi osservati sono stati 80 (0.27 ± 0.16 maschi / 100 ha). La densità massima rilevata nell'area è stata di 0.8 maschi / 100 ha. In Fig. 1 viene riportata la frequenza delle abbondanze nelle unità di 6.25 km². La distanza media tra vicini più prossimi, calcolata in aree di presenza continua, è stata di 1'242 m ± 390 m DS (N = 54; min. 521 m); la dispersione dei maschi nell'area è molto regolare (G-statistic = 0.95). I maschi isolati sono stati 7 (8.8 %). Le femmine osservate sono state 51 e il numero di coppie accertate 26.

Sui Monti Aurunci sono state esplorate 78 unità di 6.25 km² equivalenti ad una superficie di circa 487.5 km² (67.2 % del totale superficiale). La specie è stata osservata in 51 unità di rilevamento (318.8 km²; 65.4 % dell'area esplorata) e i maschi rilevati sono stati 106 (0.34 ± 0.24 / 100 ha). La densità massima nell'area è di 1.12 maschi / 100 ha. La frequenza delle abbondanze nelle unità di rilevamento è riportata in Fig. 1. La distanza media tra maschi è stata di 1'043 m ± 313 m DS (N = 57; distanza minima 180 m). La dispersione dei maschi nell'area è molto regolare (G-statistic = 0.97). I maschi isolati sono stati 4 (4 %). Le femmine osservate sono state 48 e il numero di coppie accertate 37. Il numero medio di maschi/100 ha non è diverso tra i due sistemi montuosi (*Monti Ausoni vs Monti Aurunci*: T = 1.18, n.s., g.l. 94), mentre sono minori le distanze medie tra maschi più prossimi rilevate sui Monti Aurunci (T = 2.12, P < 0.05, g.l. 106).

Il Passero solitario è stato osservato ad altitudini comprese tra 0 e 900 m s.l.m., ma i massimi distributivi sono stati registrati nella fascia altitudinale compresa tra 150 e

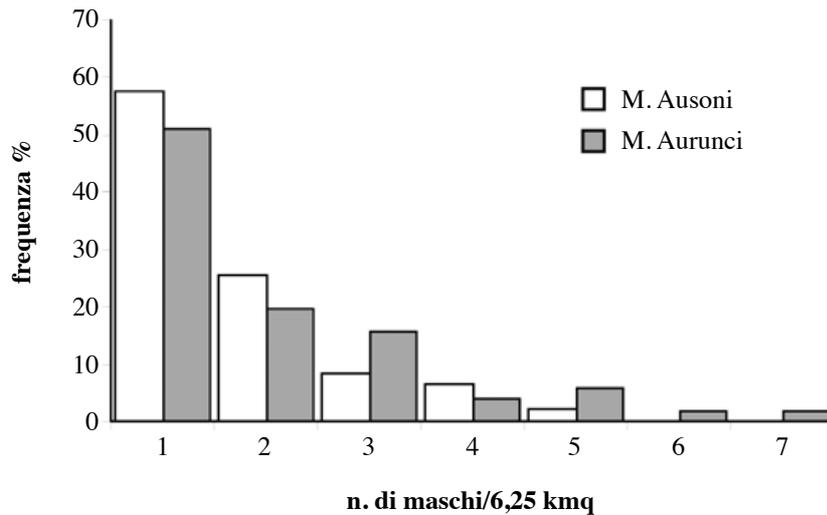


Fig. 1. Frequenza percentuale del numero di maschi presenti nelle aree di rilevamento di 6.25 km² (N = 186; M. Ausoni e M. Aurunci, 1999-2004).

250 m (31.4 %, N =194); oltre i 500 m la specie è meno frequente (10.1%). In particolare, oltre i 650 m non sono state osservate femmine. La presenza riproduttiva è condizionata dalle pareti rocciose e solo 23 maschi (11.9%, N =194) sono stati osservati in centri urbani e residenziali (5.1%) o nei pressi di manufatti disabitati (6.7%). Nove maschi (4.6%, N =194) sono stati rilevati in terreni pianeggianti, mentre 185 (95.4%) sono stati osservati lungo crinali per lo più esposti a sud (47.6%, N =185), ad ovest (15.1%), a sud est (14.1%) e a sud ovest (9.2%). Le frequenze di utilizzo delle diverse esposizioni, confrontate con quelle di 49 crinali rocciosi esposti tra est ed ovest non è diversa ($\chi^2_4 = 1.45$, n.s.). La classe di pendenza più spesso registrata è compresa tra 40 e 50 gradi.

L'analisi di regressione logistica binaria, applicata ai descrittori che individuano la morfologia del territorio riproduttivo selezionato dalla specie, classifica correttamente l'87.5 % dei casi (test omnibus dei coefficienti del modello: $\chi^2 = 120.8$, df = 3, P = 0.000) e trattiene 3 variabili: affioramenti rocciosi (B = 2.02, Wald = 13.20, P = 0.000), manufatti disabitati (B = 1.49, Wald = 10.55, P = 0.001) e pendenza dei crinali (B = 2.93, Wald = 17.62, P = 0.000; B per la costante = -0.36). L'analisi di regressione logistica binaria applicata alle variabili relative alla struttura vegetale e di destinazione d'uso riclassifica correttamente il 95 % dei casi (test omnibus dei coefficienti del modello: $\chi^2 = 123.9$, df = 6, P = 0.000) e trattiene 6 variabili. Di queste le garighe (B = 2.50, Wald = 16.06, P = 0.000), la presenza di bestiame al pascolo (B = 2.13, Wald = 8.92, P = 0.003) e le monoassociazioni ad *Ampelodesmos mauritanicus* (B = 1.70, Wald = 5.45, P = 0.020) influiscono positivamente, mentre l'incremento dei coltivi (B = -2.71, Wald = 12.47, P = 0.000), della macchia mediterranea (B = -1.58, Wald = 5.38, P = 0.020), e dei foraggi (B = -2.27, Wald = 11.00, P = 0.001; B per la costante = 0.51) la influenzano negativamente.

DISCUSSIONE

Nel Lazio meridionale la densità di maschi è piuttosto modesta quando confrontata con quella di altre aree costiere del Paleartico occidentale ed italiane in particolare (Lardelli & Schifferli, 1997; Bricchetti & Fracasso, 2008). La massima abbondanza osservata nelle aree ottimali è simile a quella registrata nella città di Roma (Salvati, 1997), ma sui rilievi indagati la componente insediata in ambiente urbano, o residenziale disperso, è limitata. La specie ha una distribuzione discontinua, concentrandosi la popolazione lungo le pareti rocciose disponibili. Scelta delle esposizioni e distanza dalla linea di costa dipendono per lo più dalla dislocazione dei crinali e non da scelte preferenziali. La massima quota alla quale la specie è stata osservata corrisponde all'altimetria delle pareti rocciose, potendo il Passero solitario colonizzare ambienti posti ad altitudini più elevate (Bricchetti & Fracasso, 2008). La distanza tra maschi limitrofi, molto simile tra gruppi montuosi, fa supporre che, durante la nidificazione, la specie necessiti di vaste aree trofiche. Le variabili morfologiche che più condizionano le scelte riproduttive sono gli affioramenti rocciosi, la pendenza dei crinali e la presenza di manufatti disabitati. La ristrutturazione dei casali abbandonati, considerata una delle principali cause di contrazione della specie in Toscana (Spisimo, 1997), non influirebbe significativamente sul campione esaminato.

Nelle aree indagate la presenza di bestiame e le garighe più degradate dominate da *Ampelodesmos mauritanicus*, sono gli ambienti più selezionati. Le aree coltivate e gli arbusteti maturi di grande estensione sono poco frequentati.

È possibile che la specie subisca la regressione indotta dal passaggio del fuoco perché condizionata dalla dislocazione delle pareti rocciose e che la bassa densità sia una reazione all'impoverimento degli ecosistemi disponibili. Non è un caso, infatti, che gli ambienti che il Passero solitario predilige siano quelli più spesso incendiati per il rinnovo del pascolo.

Summary

Effects of anthropogenic stress on the distribution and habitat selection of the Blue Rock Thrush *Monticola solitarius* in coastal mountains of Southern Latium

Distribution and habitat selection of the Blue Rock Thrush in coastal mountains of southern Latium were studied for six years. 194 males were found during the study and the average density of the species was $0,27 \pm 0,16$ males / 100 ha on the Ausoni Mountains and $0,34 \pm 0,24$ / 100 ha on the Aurunci Mountains. The maximum abundance, observed on the Monti Aurunci, was 1,12 males / 100 ha and the average distance among males was $1043 \text{ m} \pm 313 \text{ m}$ (min. distance 180 m). The species, observed at altitudes within 0 and 900 m, was mostly detected within 150 and 250 m. Blue Rock Thrushes preferred locations facing south and slopes within 40 and 50 degrees. Several geomorphological variables appeared to influence breeding habitat selection including Mountain ridges, rocky outbursts and abandoned artefacts. Degraded scrubland, herbaceous associations of *Ampelodesmos Mauritanicus* and pas-

tures were positively related to its presence. Cropland, dense bush vegetation and thick grasslands hindered its presence.

BIBLIOGRAFIA

- Bibby C.J., Burgess N.D., Hill D.A. & Mustoe S.H., 2000. Bird census techniques. Academic Press, London.
- Brown D., 1975. A test of randomness of nest spacing. *Wildfowl*, 26: 102-103.
- Biondi M., Guerrieri G. & Pietrelli L., 1999. Atlante degli uccelli presenti in inverno lungo la fascia costiera del Lazio. *Alula VI* (1-2): 3-124.
- Bricchetti P. & Fracasso G., 2008. Ornitologia italiana. Vol. 5, *Turdidae-Cisticolidae*. Perdisa Editore, Ozzano Emilia, Bologna
- Corsetti L., 1989. Atlante ornitologico dei Monti Lepini. *Ypothèkai*, Bollettino Consorzio delle Biblioteche dei Monti Lepini, Anno V.
- Flower J. & Cohen L., 1993. Statistics for Ornithologists. British Trust of Ornithology. London.
- Green R.H., 1979. Sampling Design and Statistical Methods for Environmental Biologists. John Wiley & Sons, New York, USA.
- Hinsley S.A., Bellamy P.E., Newton I. & Sparks T.H., 1995. Habitat and landscape factor influencing the presence of individual breeding bird species in woodland fragments. *Journal of Avian Biology*, 26: 94-104.
- Lardelli R. & Schifferli A., 1997. *Monticola solitarius* Blue Rock Thrush. In Hagemeyer W. & Blair M.J. Editors The EBCC Atlas of European Breeding Birds: their distribution and abundance., T. & A.D. Poyser, London: 541.
- Riga F., 1995. Passero solitario *Monticola solitarius*. In Boano A., Brunelli M., Bulgarini F., Montemaggiori A., Sarrocco S. & Visentin M. (Eds). Atlante degli Uccelli nidificanti nel Lazio. *Alula II* (1-2): 119.
- Salvati L., 1997. Distribuzione e densità del Passero solitario (*Monticola solitarius*) in ambiente urbano: un primo approccio. *Avocetta*, 21: 139.
- Sposimo P., 1997. Passero solitario *Monticola solitarius*, in Tellini Florenzano G., Baccetti N., Meschini E. & Sposimo P. (Eds). Atlante degli uccelli nidificanti e svernanti in Toscana (1982-1992). *Quad. Mus. Stor. Nat. Livorno - Monografie 1*: 243-244.

EFFETTI DIVERSIFICATI DELL'IMPATTO ANTROPICO SULLA DIVERSITÀ ORNITICA NEL MEDITERRANEO

GUIDO TELLINI FLORENZANO⁽¹⁾, ALMO FARINA⁽²⁾, TOMMASO CAMPEDELLI⁽¹⁾,
GUGLIELMO LONDI⁽¹⁾ & LORENZO FORNASARI⁽³⁾

⁽¹⁾ *DREAM Italia – Via dei Guazzi 31 – 52014 Poppi (AR) (tellini@dream-italia.it)*

⁽²⁾ *Istituto di Biomatemica, Università di Urbino*

⁽³⁾ *Associazione FaunaViva, Milano*

INTRODUZIONE

Lo studio delle interazioni tra attività antropiche e biodiversità è sempre stato affrontato nell'ottica di valutare, e possibilmente mitigare, l'impatto negativo determinato dalla presenza dell'uomo. Un approccio di questo tipo trova evidentemente origine nell'assunto che la presenza dell'uomo è incompatibile, o quantomeno dannosa, per la conservazione della natura. Sebbene questa visione trovi indiscutibilmente molte conferme negli effetti che molte attività umane hanno sulla biodiversità (es. Peters e Lovejoy, 1994; Fuller, 2001), negli ultimi decenni è emerso come, almeno in certe situazioni, all'aumentare della presenza umana, si ha un incremento nella biodiversità (Araujo, 2003; Evans e Gaston, 2005). Questa condizione, ben nota e ampiamente dimostrata proprio in ambito Mediterraneo (Preiss et al., 1997; Tellini Florenzano et al., 2007), sembra particolarmente comune in contesti caratterizzati da una presenza antica dell'uomo, dove l'integrazione tra attività umane, agricoltura in primis, e sistemi ambientali si è evoluta con gradualità, determinando di fatto il raggiungimento di un nuovo equilibrio, con effetti positivi per la biodiversità, o almeno per alcune sue componenti. Sebbene questo effetto positivo, sostanzialmente riconducibile ad un generale incremento della diversità strutturale dell'ambiente (Ramakrishnan et al., 2002) e, di conseguenza, ad un aumento delle nicchie ecologiche disponibili (Blondel e Aronson, 1999), non possa infatti essere generalizzato (Mikusinski e Angelstam, 1998), è ormai evidente come la conservazione dei cosiddetti paesaggi culturali rappresenti una delle priorità per la conservazione della biodiversità (Burfield e Van Bommel, 2004).

Se da un lato la rivalutazione della presenza umana nell'ambito della politica della conservazione pone evidenti difficoltà, soprattutto culturali, questa rappresenta sicuramente un passaggio obbligato per raggiungere una integrazione tra obiettivi di sviluppo economico e sociale e protezione della natura (Farina et al., 2003).

Lo scopo di questo lavoro è quello di individuare, a scala nazionale, le relazioni esistenti tra alcuni indicatori di biodiversità, e le attività antropiche. Per fare questo abbiamo sviluppato alcuni modelli matematici, che mettono in relazione i parametri ornitici con variabili ambientali "classiche" e con variabili socioeconomiche.

MATERIALI E METODI

I dati ornitici utilizzati provengono dalla banca dati del progetto MITO2000 (anni 2000-2004), progetto di monitoraggio nazionale degli uccelli nidificanti per punti d'ascolto (Fornasari et al., 2004). Per ciascuno di questi punti è stata calcolata la ricchezza in specie forestali (SFOR) e quella in specie legate agli ambienti agricoli (SAGR). Le specie comprese nei due gruppi sono state individuate a partire da alcuni indici di preferenza ambientale calcolati, a livello nazionale, utilizzando gli stessi dati del progetto MITO (Tellini Florenzano et al., in stampa; Campedelli et al., in stampa; Tab. 1).

Le variabili ambientali che abbiamo testato (Tab. 1) sono state elaborate, per quanto

codici	codifiche	modelli	
		SAGR	SFOR
Variabili ambientali			
urbanizzato	cod. CORINE 11 e 12	tal quale	PCA
seminativi	cod. CORINE 211 e 212	tal quale	PCA
colture arboree	cod. CORINE 22	tal quale	PCA
prati e pascoli	cod. CORINE 23 e 321	tal quale	PCA
mosaici agricoli	cod. CORINE 24	tal quale	PCA
arbusteti	cod. CORINE 322, 323, 324 e 334	PCA	tal quale
spiagge	cod. CORINE 331 e 333	PCA	PCA
rocce e rupi	cod. CORINE 332	PCA	PCA
zone umide	cod. CORINE 41, 42 e 213	PCA	PCA
corpi idrici	cod. CORINE 5	PCA	PCA
boschi	cod. CORINE 31	PCA	tal quale
ombrotipo		PCA	PCA
termotipo		PCA	PCA
latitudine	posizione lungo l'asse longitudinale	PCA	PCA
Sardegna	regione biogeografia sarda	PCA	PCA
Sicilia	Regione biogeografia siciliana	PCA	PCA
div. Shannon	indice di diversità di Shannon	PCA	PCA
Variabili socio-economiche			
densità di popolazione			
SAU_az	SAU aziendale media		
SAU_giorn	numero di giornate di lavoro per ha di SAU		
SAU_add	numero di addetti per ha di SAU		
UBA	Unità Bovine Adulte per superficie comunale		

Tab. 1. Elenco delle variabili utilizzate nella costruzione dei modelli ecologici; per ciascuna variabile ambientale è indicato se sono state utilizzate tal quali (tal quale) o trasformate mediante l'Analisi delle Componenti Principali (PCA).

riguarda l'uso del suolo, dalla carta Corine Land Cover (Bossard et al., 2000), utilizzando come unità di riferimento una maglia di quadrati di 2.5 km di lato, distribuita su tutta la superficie nazionale. Dall'analisi sono stati esclusi tutti i quadrati con una superficie terrestre inferiore al 50% (Evans e Gaston, 2005) e quelli ricadenti nelle isole minori. Abbiamo quindi considerato anche alcune variabili biogeografiche (posizione rispetto all'asse continentale e bioregioni sarda e siciliana) e di tipo climatico ("termotipo" e "ombrotipo", Blasi et al., 2004). Tutte le informazioni ambientali sono poi state associate ai punti di ascolto mediante interrogazione GIS.

Come indici di presenza antropica (Tab. 1) abbiamo considerato sia la densità di popolazione calcolata a scala comunale (ISTAT, anno 2001), sia alcuni parametri legati alla struttura e alla gestione delle aziende agricole, ricavati dall'ultimo censimento generale dell'agricoltura (ISTAT, anni 2000-2001), sempre a scala comunale.

Gli indici ornitici (SFOR e SAGR) sono stati messi in relazione con le altre variabili costruendo Modelli Lineari Generalizzati (GLM). In primo luogo abbiamo costruito due modelli utilizzando le sole variabili ambientali, in parte utilizzate tal quali e in parte trasformate attraverso PCA. Abbiamo quindi costruito un secondo modello, per ciascuno dei due indici ornitici, aggiungendo le variabili antropiche. La scelta delle variabili, come la valutazione del valore predittivo dei modelli, è stata fatta considerando il valore del likelihood score (McCullagh & Nelder, 1989); I modelli sono stati validati utilizzando il 20% dei dati disponibili.

RISULTATI

In Tab. 2 sono riassunti i tre modelli elaborati. L'Asse 1 della PCA rappresenta un gradiente di tipo climatico e biogeografico; analogamente, l'Asse 2 differenzia tra le aree agricole pianeggianti del nord e gli ambienti agricoli delle regioni meridionali; l'Asse 3, infine, evidenzia un gradiente di diversità ambientale.

Per quanto riguarda l'effetto relativo di ciascuna variabile (cfr. la statistica di Wald, Tab. 2), nel caso della ricchezza in specie forestali, le variabili più importanti sono risultate la copertura boschiva e l'Asse 1 PCA. L'aggiunta di variabili di tipo socio-economico non ha prodotto alcun incremento nell'efficienza del modello. Nel caso delle specie agricole si conferma l'importanza della variabile Asse 1, seguita dalla copertura percentuale in seminativi e in mosaici agrari. L'aggiunta di variabili socio-economiche ha prodotto un aumento, seppur limitato, dell'efficienza del modello, con un effetto significativo della densità di popolazione, che compare con una relazione quadratica, e del numero di giornate lavoro/ha.

DISCUSSIONE

I modelli mostrano una buona efficienza e coerenza ecologica, riuscendo ad evidenziare anche la presenza di alcuni pattern biogeografici. L'effetto di questa variabile è tuttavia diverso per i due gruppi di specie: per quelle forestali si ha infatti un incremento spostandosi verso le regioni settentrionali, per quelle agricole si ha un effetto opposto, con le due isole maggiori che, a parità di altre condizioni, ospitano popola-

variabili	SFOR	SAGR_1	SAGR_2
Asse 1 PCA	- 232.8***	+ 472.4***	+ 410.2***
Asse 1 PCA ²	- 15***	- 554.3***	- 499.2***
Asse 2 PCA	92.9***		
Asse 2 PCA ²	- 78.2***		
Asse 3 PCA	28.7***		
bosco	+ 249.3***		
bosco ²	- 29.1***		
seminativi		+ 654.9***	+ 416.6***
colture arboree		+ 189.6***	+ 134.8***
mosaici agrari		+ 432.6***	+ 339.6***
Giornate lavoro/ha			- 38.5***
densità di popolazione			+ 25.6***
densità di popolazione ²			- 11.4***
likelihood score	4757.3	3362.6	3433.4

Tab. 2. Elenco delle variabili inserite nei modelli, per ciascuna viene indicato il segno della relazione, il valore della statica di Wald e il livello di significatività: * $p < 0.5$, ** $p < 0.01$, *** $p < 0.001$. SFOR indica il modello elaborato per le specie forestali utilizzando le sole variabili ambientali, SAGR_1 e 2 rispettivamente i modelli per le specie agricole senza e con le variabili di tipo socio-economico. Il ² indica la presenza di una relazione quadratica.

menti particolarmente ricchi. Questo aumento, sia nelle specie forestali che agricole, non ha un andamento lineare ma evidenzia la presenza di un picco positivo in corrispondenza di valori intermedi.

Sempre considerando i parametri di tipo ambientale, appare interessante notare come la ricchezza in specie forestali non cresca in maniera lineare all'aumentare del bosco, ma, anche in questo caso, si ha un picco positivo per valori intermedi di copertura. Questo pare confermare l'ipotesi (Blondel e Aronson, 1999) che, in ambiente mediterraneo, specie altrove prettamente forestali, si siano adattate dalla presenza dell'uomo. Considerazioni di questo tipo sembrerebbero spiegare anche l'effetto non negativo delle variabili socio-economiche su SFOR, effetto che invece risulta significativo considerando SAGR. In questo caso infatti, sia la densità di popolazione che il numero di giornate di lavoro/ha hanno effetto sulla ricchezza, seppure in modi differenti. La relazione quadratica con la densità di popolazione individua un massimo di SAGR in corrispondenza di valori intermedi (200-400 ab./km²). Diversa è invece la relazione con la seconda variabile; in questo caso infatti la ricchezza in specie agricole diminuisce all'aumentare del numero di giornate di lavoro, evidenziando un effetto negativo delle situazioni ad alto investimento di manodopera (frutteti, orticoltura e florovivaismo).

Sebbene queste due variabili non rappresentino certo una misura accurata dell'im-

patto antropico, si evidenzia che pare esservi un effetto complessivamente positivo di “giusti” livelli di presenza antropica sulla ricchezza in specie di ambienti agricoli, effetto che, se combinato con l’assenza di effetti sull’avifauna forestale, pare determinare un effetto generale positivo dei suddetti “giusti” livelli sulla biodiversità.

Summary

Variable effects of human impact on bird diversity in the Mediterranean

Many studies have shown that there is a spatial correspondence between human presence and biodiversity, above all in those areas where, like in the Mediterranean, landscape has been moulded by millenniums of human activities. Using breeding birds as biodiversity indicators we have tested, at national scale, the relationships existing between richness of woodland (SFOR) and farmland (SAGR) birds and human presence, measured as population density and some descriptors of agricultural activities. Our results show that SFOR is not negatively influenced by high density population values, while SAGR seems to reach higher values in correspondence with ‘optimal’ population densities.

BIBLIOGRAFIA

- Araujo M.B., 2003. The coincidence of people and biodiversity in Europe. *Global Ecol. Biogeogr.* 12: 5-12.
- Blasi C., Ciancio O., Iovino F., Marchetti M., Michetti L., Di Marzio P., Ercole S. & Anzelotti I. 2004. Il contributo delle conoscenze fitoclimatiche e vegetazionali nella definizione della rete ecologica d’Italia. In: Blasi C., d’Antoni S., Dupré E. & La Posta A. (eds.). *Atti Conv. “La conoscenza botanica e zoologica in Italia: dagli inventari al monitoraggio”*. *Quad. Cons. Natura* 18. INFS, Ministero dell’Ambiente: 161-180.
- Blondel J. & Aronson J., 1999. *Biology and Wildlife of the Mediterranean Region*. Oxford University Press, Oxford.
- Bossard M., Feranec J., Otahel J., 2000. Technical report no. 40. CORINE land cover technical guide. Addendum 2000. European Environment Agency, Bruxelles.
- Burfield I. & Van Bommel F. (eds.), 2004. *Birds in Europe. Population estimates, trends and conservation status*. BirdLife Conservation Series, no. 12. BirdLife International, Cambridge.
- Campedelli T., Tellini Florenzano G., Sorace A., Fornasari L., Londi G., Mini L., in stampa. Species selection to develop an Italian farmland bird index. *Atti XVII EBCC Congress*, Avocetta.
- Evans K.L. & Gaston K.J., 2005. People, energy and avian species richness. *Global Ecol. Biogeogr.* 14: 187-196.
- Farina A., Johnson A.R., Turner S.J., Belgrano A., 2003. ‘Full’ world versus ‘empty’ world paradigm at the time of globalisation. *Ecol. Econ.* 45: 11-18.
- Fornasari L., De Carli E., Buvoli L., Mingozzi R., Pedrini P., La Gioia G., Ceccarelli P., Tellini Florenzano G., Velatta F., Caliendo M.F., Santolini R. & Bricchetti P., 2004. Secondo bollettino del progetto MITO 2000: valutazioni metodologiche per il calcolo delle variazioni interannuali. *Avocetta* 28: 59-71.
- Fuller E., 2001. *Extinct Birds*. Oxford University Press, Oxford.
- McCullagh P. & Nelder J.A., 1989. *Generalized linear models* (2nd Ed.). Chapman & Hall, New York.
- Mikusinski G. & Angelstam P., 1998. Economic geography, forest distribution and woodpecker diversity in central Europe. *Conserv. Biol.* 12: 200-208.

- Peters R.L. & Lovejoy T.E., 1994. *Global Warming and Biological Diversity*. Yale University Press, Yale.
- Preiss E., Martin J.-L. & Debussche M., 1997. Rural depopulation and recent landscape changes in a Mediterranean region: consequences to the breeding avifauna. *Landscape Ecol.* 12: 51-61.
- Ramakrishnan P.S., Rai R.K., Katawal R.P.S., Mehndiratta S., 2002. *Traditional Ecological Knowledge for Managing Biosphere Reserves in South and Central Asia*. IBH Publishing, New Delhi.
- Tellini Florenzano G., Campedelli T., Dessì Fulgheri F., Londi G., Mini L., 2007. L'influenza antropica è sempre in conflitto con la biodiversità? Un caso di studio nel paesaggio toscano. *Agribusiness Paesaggio & Ambiente* 10: 23-29.
- Tellini Florenzano G., Londi G., Mini L., Caliendo M.F., Campedelli T., De Carli E., in stampa. Assessing woodland ecological characters through a new objective bird community index. *Atti XVII EBCC Congress, Avocetta*.

EFFETTI DEI CAMBIAMENTI CLIMATICI NELL'ARCO DI 20 ANNI SU UN ECOSISTEMA RIPARIALE DI ALTA QUOTA

RICCARDO TON

Via Cal de Livera, 10/B – Vittorio Veneto (TV) (zvoneb@libero.it)

INTRODUZIONE

I cambiamenti climatici influenzano fenologia, distribuzione e abbondanza di diversi organismi (Martin 2001). Gli effetti sugli ecosistemi rimangono sconosciuti (McCarthy et al., 2001).

Le risposte si hanno esaminando le variazioni climatiche e i cambiamenti di abbondanza, le dinamiche e le interazioni trofiche di una popolazione in un ecosistema. Vagliamo tre ipotesi relative ai cambiamenti dei popolamenti vegetali e quattro ipotesi sulle variazioni dei popolamenti di sette specie di uccelli basate su possibili interazioni, dirette e indirette, col clima.

Ipotesi delle precipitazioni invernali. Piante decidue di questo habitat, (e.g. *Populus tremuloides*, *Acer grandidentatum*, *Robinia neomexicana*) dipendono dalle precipitazioni invernali. Le sempreverdi (*Abies concolor*, *Pseudotsuga menziesii*, *Pinus ponderosa*) dipendono meno da questa risorsa (Phillips 1995, Schwinning et al., 2002, Williams 2000). Quindi, l'abbondanza delle prime dovrebbe variare positivamente con le precipitazioni invernali ma non quella delle conifere.

Ipotesi del pascolamento da ungulati. *Cervus elaphus*, è qui abbondante e si nutre di piante decidue in inverno il che ne riduce la rigenerazione e aumenta la mortalità, (Bartos 1981, Kay 1993, Romme et al., 1995, Baker et al., 1997, Berger et al., 2001). Con molta neve i costi energetici per alimentarsi aumentano e cala la qualità della dieta (Cook 2002). Quindi i cervi muovono a quote inferiori riducendo il carico da pascolamento (Sweeney 1976, Leege 1977). Perciò la densità di piante decidue, dovrebbe crescere con le precipitazioni nevose.

Ipotesi di successione. In alcuni sistemi, le specie decidue declinano per l'avvicinamento con le conifere, per incendi o successione (Romme et al., 1995, White et al., 1998, Hessel 2002). Quindi la densità delle caducifoglie, dovrebbe essere inversamente proporzionale alla densità delle specie sempreverdi.

Ipotesi fenologica. Negli anni più caldi diverse specie di uccelli anticipano la riproduzione (Crick et al., 1997, Stevenson 2000, Root et al., 2003). Ciò può ridurre la disponibilità di cibo e aumentare la moria dei pulli per fame o produrre nidiacei di dimensioni minori (Both 2001), il che contrae la popolazione. Inversamente una riproduzione anticipata può dare una covata più abbondante (Winkler et al., 2002) o a una stagione riproduttiva più lunga, con benefici sulla fitness.

Ipotesi sull'alterazione dell'habitat. Densità e composizione delle comunità vegetali, influenzano la selezione dell'habitat e il rischio di predazione al nido (e.g.,

Martin 1998, 2001). L'abbondanza annuale delle specie nell'area di studio dovrebbe decrescere e la predazione ai nidi aumentare al diminuire della densità di piante idonee (Martin 1998).

Ipotesi della predazione sui nidi. La predazione è la prima causa di insuccesso riproduttivo, il suo aumento può ridurre la popolazione nell'anno successivo (Martin 1992, Geupel 1996, Dececco et al., 2000, Sillett et al., 2000). La predazione può aumentare con la riduzione della densità della vegetazione ma anche con le precipitazioni estive che condizionano l'abbondanza di predatori e la diminuzione di prede alternative per questi (McShea 2000).

Ipotesi dello shifting nella distribuzione. La distribuzione degli uccelli, potrebbe variare con i loro livelli fisiologici di tolleranza, il che influenzerebbe le strategie di insediamento (Root 1995, Martin 2001). Quindi, specie legate ad habitat mesici aumenterebbero in anni umidi, mentre le xerotolleranti aumenterebbero in stagioni secche.

Testiamo queste ipotesi basandoci su dati provenienti da 4118 nidi appartenenti a sette specie di uccelli e dall'analisi vegetazionale di 9071 aree campione.

AREA DI STUDIO

Si tratta di 22 drenaggi di scioglimento nivale sul Mogollion Rim in Arizona centrale, USA, alla quota media di 2400m s.l.m.. Questi sono stati indagati durante il ventennio 1985-2005 per una lunghezza media di 650 m e per una superficie di 8-14 ha. La copertura arborea è caratterizzata da bosco misto (Martin 1998).

Le specie dominanti sono il pioppo tremulo, l'abete di Douglas, l'abete bianco americano, il pino ponderoso e il pino bianco. Il piano dominato include l'acero dei canyon, l'acacia del Nuovo Messico, la rinnovazione e varie specie erbacee. Composizione e abbondanza delle diverse piante variano dal fondo mesico, con pioppi e aceri, alla cima xerica dei drenaggi con acacie e sempreverdi (Martin 1998).

MATERIALI E METODI

Rilevamenti Vegetazionali. La densità vegetale è stata misurata seguendo il national Breeding Biology Research and Monitoring Database (BBIRD) protocol (Martin et al., 1996).

Specie di uccelli e loro campionamento. I nidificanti al suolo includono *Vermivora virginiae*, *Junco hyemalis caniceps*, *Cardellina rubrifrons*, e *Vermivora celata*, che si differenziano per la selezione del sito di nidificazione lungo il gradiente vegetazionale (Martin 1998). I nidificanti nei cespugli invece includono *Pipilo chlorurus*, *Oporornis tolmiei*, e *Catharus guttatus*.

Gli uccelli, sono stati censiti ogni anno da metà Maggio a metà Giugno, (Christman 1984). I nidi sono stati seguiti da Maggio a Luglio, usando protocolli standardizzati (Martin 1993, Martin 2001).

Il tasso di predazione è stato stimato con il metodo Mayfield (1975) e Hensler e Nichols (1981)

Variazioni climatiche. Le variazioni climatiche sono state misurate usando il data base del National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA). Le precipitazioni invernali, sono state stimate tra Ottobre e Marzo. Le temperature e le precipitazioni estive sono state registrate tra Maggio e Giugno.

Analisi statistiche. ANCOVA, regressioni multiple e lineari.

RISULTATI

Variazioni climatiche. Le precipitazioni invernali non sono variate nel tempo. La neve è diminuita sensibilmente nel corso dei 20 anni. Le precipitazioni tra Maggio e Giugno, costanti, non hanno variato con quelle invernali ($r=0.26$, $P=0.27$). Le temperature di Maggio, sono cresciute nel corso degli anni il che non è correlato con le precipitazioni estive ($r=0.04$, $P=0.86$) o invernali ($r=0.31$, $P=0.17$). Quindi gli aspetti climatici dimostrano variazioni indipendenti.

Variazioni vegetazionali. La densità di caducifoglie è calata nel corso dello studio ma non quella delle conifere. Si prevede che il pioppo tremulo sarà assente nel piano dominante per il 2011.

Il declino di caducifoglie, è correlato con il calo di precipitazioni nevose nell'anno precedente e due e tre anni precedenti quello considerato (ANCOVA: per la neve nell'anno precedente, $F=54.2$, $P<0.0001$), ma non è correlato alle precipitazioni invernali per nessuna annata (per i tre anni precedenti, $F=0.1$, $P=0.81$).

L'abbondanza di conifere non è correlata alle precipitazioni invernali ($F<1.1$, $P>0.32$).

La diminuzione delle specie decidue non è dovuta all'aumento delle conifere ($r<0.28$, $P>0.26$).

Variazioni dei popolamenti ornitici. *Oporornis tolmiei*, si è estinto come nidificante locale. *Pipilo chlorurus* è quasi sparito, mentre *Vermivora celata* è vertiginosamente diminuito. *Cardellina rubrifrons* ha esibito un medio declino e *Junco hyemalis caniceps* è aumentato, mentre le due specie restanti non hanno avuto un trend unidirezionale. Con maggiori temperature in Maggio, la deposizione del primo uovo è stata anticipata (ANCOVA: per l'anno, $F=9.4$, $P=0.003$; per le specie, $F=48.8$, $P<0.001$). Le morti per fame non sono aumentate a causa della prima deposizione anticipata (ANCOVA: per le specie, $F=0.8$, $P=0.53$; per le T° di Maggio, $F=1.1$, $P=0.30$; per la deposizione del primo uovo, $F=0.8$, $P=0.39$). La dimensione media della prima covata non è cambiata con le temperature di Maggio o con la data di deposizione del primo uovo (ANCOVA: per le specie, $F=1.5$, $P=0.20$; per le T° di Maggio, $F=2.2$, $P=0.15$; per il primo uovo deposto, $F=0.8$, $P=0.39$). Il periodo di riproduzione, negli anni con deposizione anticipata, si è allungato per le due specie a covata multipla, ma non per le tre specie a covata singola. La predazione ai nidi, è cresciuta nelle estati più secche con la diminuzione di specie arboree elettive ma non in funzione dell'abbondanza delle singole specie o dei gruppi di specie nidificanti al suolo o nei cespugli (ANCOVA: per specie di uccello, $F=7.9$, $P<0.0001$; per le precipitazioni estive, $F=12.7$, $P<0.001$; per l'abbondanza di specie vegetali elettive,

F=5.8, P=0.019; per l'abbondanza delle specie di uccelli, F=0.3, P=0.57; per l'abbondanza della categoria di nidificazione, F=1.3, P=0.25; per le specie di uccelli e l'abbondanza di specie vegetali elettive, F=3.0, P=0.015).

I cambiamenti nell'abbondanza di uccelli si spiegano con la variazione della copertura vegetale decidua, il tasso di predazione ai nidi e le precipitazioni estive. La densità di tutte le sette specie è saldamente correlata con la presenza di habitat recettivi. Le precipitazioni estive spiegano le restanti variazioni quantitative di quattro delle sei specie presenti tutti gli anni. L'abbondanza di una specie ornitica di un anno, è inversamente proporzionale alla predazione al nido dell'anno precedente (ANCOVA: per la predazione ai nidi nell'anno precedente, F=8.2, P=0.005; per specie di uccello, F=18.9, P<0.0001).

CONCLUSIONI

Uccelli e piante sono calate nel corso dei 20 anni di studio. Alcune specie non hanno variato nella stessa direzione dimostrando l'indipendenza dei componenti dell'ecosistema. Altre invece sono state interdipendenti. Le variazioni dipendono dai cambiamenti climatici sia direttamente che indirettamente.

La diminuzione di piante decidue, non è associabile ad un aumento di conifere.

Un ruolo diretto del clima, tramite la limitazione delle risorse idriche, non è dimostrabile. Questo effetto però potrebbe essere camuffato dal pascolamento degli ungulati.

I cervi sono calati negli ultimi 10 anni, ma la riduzione della nevosità gli ha consentito di svernare nell'area di studio impattando pesantemente sulla vegetazione decidua arborea.

Tutte e sette le specie di uccelli hanno anticipato la data di deposizione del primo uovo nelle primavere più calde. Ciò non ha variato il tasso di mortalità per fame e la dimensione della covata. Ciò ha permesso a *Catharus guttatus* e *Junco hyemalis caniceps*, ma non alle specie a covata singola di allungare la durata della stagione riproduttiva. Ciò senza effetti sui trend di popolazione.

Il clima condiziona per vie indirette i livelli trofici superiori (predazione) e inferiori (piante). La predazione ai nidi è cresciuta con la siccità e con la diminuzione di habitat elettivi il che riduce la popolazione dell'anno successivo (Martin 1992, Dececco et al., 2000, Sillett et al., 2000).

L'importanza delle alterazioni dell'habitat è enfatizzata dalla locale estinzione di *Oporornis tolmiei*, legato ad un fitto sottobosco di acero e pioppo, oggi assente.

Le variazioni quantitative per gli uccelli si spiegano tra il 42 e l'82% con la disponibilità di habitat idonei, il tasso di predazione ai nidi e le precipitazioni estive. Le evidenze riportate, dimostrano come il cambiamento climatico possa variare la struttura e le funzioni dell'ecosistema determinando un effetto domino sui livelli trofici.

Ringraziamenti. Tutta la mia riconoscenza va a Thomas E. Martin, TJ Fontaine, Andrew W. Cox e Francesco Mezzavilla.

Summary

The roof is on fire

Climate variation can explain long-term changes in bird and plant populations. In a riparian system in central Arizona, USA, dominant deciduous trees have declined with a decline in snowfall during 20 years of study. Snowfall can affect over winter presence of elk, whose browsing impact deciduous tree abundance.

Seven species of birds initiated earlier breeding with an increase in spring temperature. This did not affect starvation of young or clutch size and did not increase the length of the breeding season for single-brooded species, but did for multi-brooded species. Climate had larger consequences for these seven bird species by affecting trophic levels below (plants) and above (predators) the birds. The climate-related declines in deciduous vegetation led to decreased abundance of preferred bird habitat and increased nest predation rates. Summer precipitation declined over time, and drier summers also were further associated with greater nest predation in all species. The result was local extinction and severe population declines in some previously common bird species, whereas one species increased strongly in abundance, and two species did not show clear population changes.

The climate can alter ecosystem through complex pathways that include direct and indirect effects on abundances and interactions of multiple trophic components.

BIBLIOGRAFIA

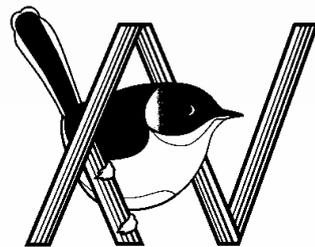
- Baker, W. L., J. A. Munroe, and A. E. Hessel. 1997. The effects of elk on aspen in the winter range in Rocky Mountain National Park. *Ecography* 20:155-165.
- Bartos, D. L., and W. F. Mueggler. 1981. Early succession in aspen communities following fire in western Wyoming. *Journal of Range Management* 34:315-319.
- Berger, J., P. B. Stacey, L. Bellis, and M. P. Johnson. 2001. A mammalian predator-prey imbalance: grizzly bear and wolf extinction affect avian Neotropical migrants. *Ecological Applications* 11:947-960.
- Both, C., and M. E. Visser. 2001. Adjustment to climate change is constrained by arrival date in a long distance migrant bird. *Nature* 411:296-298.
- Brown, R. L. 1994. Elk seasonal ranges and migration in Arizona. Arizona Game and Fish Department Technical Report Number 15, Phoenix, Arizona, USA.
- Christman, S. P. 1984. Plot mapping: estimating densities of breeding bird territories by combining spot mapping and transect techniques. *Condor* 86:237-241.
- Cook, J. G. 2002. Nutrition and food. Pages 259-349 in D. E. Toweill and J. W. Thomas, editors. *North American elk: ecology and management*. Smithsonian Institution Press, Washington, D.C., USA.
- Crick, H. Q. P., C. Dudley, D. E. Glue, and D. L. Thomson. 1997. UK birds are laying eggs earlier. *Nature* 388:526-526.
- Dececco, H. A., M. R. Marshall, A. B. Williams, G. A. Gale, and R. J. Cooper. 2000. Comparative seasonal fecundity of four neotropical migrants in middle Appalachia. *Condor* 102: 653-663.
- Hensler, G. L., and J. D. Nichols. 1981. The Mayfield method of estimating nesting success: a model, estimators and simulation results. *Wilson Bulletin* 93:42-53.
- Hessel, A. 2002. Aspen, elk, and fire: the effects of human institutions on ecosystem processes. *BioScience* 52:1011-1022.

- Johnson, M. D., and G. R. Geupel. 1996. The importance of productivity to the dynamics of a Swainson's Thrush population. *Condor* 98:133-141.
- Kay, C. E. 1993. Aspen seedlings in recently burned areas of Grand Teton and Yellowstone National Parks. *Northwest Science* 67:94-104.
- Leege, T. A., and W. O. Hickey. 1977. Elk-snow-habitat relationships in the Pete King drainage. Idaho Wildlife Bulletin Number 6, Idaho Department of Fish and Game, Boise, Idaho, USA.
- Martin, T. E. 1992. Breeding productivity considerations: What are the appropriate habitat features for management? Pages 455-473 in J. M. Hagan and D. W. Johnston, editors. *Ecology and conservation of Neotropical migrants*. Smithsonian Institution Press, Washington, D.C., USA.
- Martin, T. E. 1998. Are microhabitat preferences of coexisting species under selection and adaptive? *Ecology* 79:656-670.
- Martin, T. E. 2001. Abiotic vs. biotic influences on habitat selection of coexisting species, with implications for climate change. *Ecology* 82:175-188.
- Martin, T. E., and G. R. Geupel. 1993. Nest-monitoring plots: methods for locating nests and monitoring success. *Journal of Field Ornithology* 64:507-519.
- Martin, T. E., C. R. Paine, C. J. Conway, and W. Hochachka. 1996. BBIRD field protocol. USGS. <http://pica.wru.umt.edu/bbird/>
- Mayfield, H. 1975. Suggestions for calculating nest success. *Wilson Bulletin* 87:456-466.
- McCarthy, J. J., O. F. Canziani, N. A. Leary, D. J. Dokken, and K. S. White, editors. 2001. *Climate change 2001: impacts, adaptations, and vulnerability*. Cambridge University Press, New York, New York, USA.
- McShea, W. J. 2000. The influence of acorn crops on annual variation in rodent and bird populations. *Ecology* 81:228-238.
- Phillips, S. L., and J. R. Ehleringer. 1995. Limited uptake of summer precipitation by bigtooth maple (*Acer grandidentatum* Nutt) and Gambel's oak (*Quercus gambelii* Nutt). *Trees* 9:214-219.
- Romme, W. H., M. G. Turner, L. L. Wallace, and J. S. Walker. 1995. Aspen, elk, and fire in northern Yellowstone National Park. *Ecology* 76:2097-2106.
- Root, T. L., J. T. Price, K. R. Hall, S. H. Schneider, C. Rosenzweig, and J. A. Pounds. 2003. Fingerprints of global warming on wild animals and plants. *Nature* 421:57-60.
- Root, T. L., and S. H. Schneider. 1995. Ecology and climate: research strategies and implications. *Science* 269:334-341.
- Schwinning, S., K. Davis, L. Richardson, and J. R. Ehleringer. 2002. Deuterium enriched irrigation indicates different forms of rain use in shrub/grass species of the Colorado Plateau. *Oecologia* 130:345-355.
- Sillett, T. S., R. T. Holmes, and T. W. Sherry. 2000. Impacts of a global climate cycle on population dynamics of a migratory songbird. *Science* 288:2040-2042.
- Stevenson, I. R., and D. M. Bryant. 2000. Avian phenology: climate change and constraints on breeding. *Nature* 406:366-367.
- Sweeney, J. M., and H. W. Steinhoff. 1976. Elk movements and calving as related to snow cover. Pages 415-436 in H. W. Steinhoff and J. D. Ives, editors. *Ecological impacts of snowpack augmentation in the San Juan Mountains, Colorado*. Colorado State University, Fort Collins, Colorado, USA.
- White, C. A., C. E. Olmsted, and C. E. Kay. 1998. Aspen, elk, and fire in the Rocky Mountain national parks of North America. *Wildlife Society Bulletin* 26:449-462.
- Williams, D. G., and J. R. Ehleringer. 2000. Intra- and interspecific variation for summer precipitation use in pinyon-juniper woodlands. *Ecological Monographs* 70: 517-537.
- Winkler, D. W., P. O. Dunn, and C. E. McCulloch. 2002. Predicting the effects of climate change on avian life-history traits. *Proceedings of the National Academy of Sciences (USA)* 99:13595-13599.

Sessione

**AVIFAUNA, CAMBIAMENTI CLIMATICI
E DISTURBI ANTROPOGENICI**

POSTER



I LIMICOLI NIDIFICANTI NEL LAZIO: TREND DISTRIBUTIVI E PREFERENZE AMBIENTALI (1999-2008)

MASSIMO BIONDI⁽¹⁾, ANGELO MESCHINI⁽²⁾ & LORIS PIETRELLI⁽³⁾

⁽¹⁾ GAROL – Via del Castello 17 – 00119 Roma (mb.garol@tiscali.it)

⁽²⁾ SROPUL c/o LYNX Natura e Ambiente srl – Via Britannia, 36 – 00183 Roma

⁽³⁾ ALV – Via della Piana, snc – 00060 Canale Monterano (Roma)

Nel presente lavoro sono riportate distribuzione e preferenze ambientali delle seguenti specie: Cavaliere d'Italia *Himantopus himantopus*, Avocetta *Recurvirostra avosetta*, Occhione *Burhinus oedicephalus*, Corriere piccolo *Charadrius dubius*, Frattino *Charadrius alexandrinus* e Pettegola *Tringa totanus*. Il lavoro è stato svolto, nel Lazio, esplorando 65 tavolette IGM 1:25000 (35 % del territorio): 35 tavolette (53,9 %) in fascia costiera suddivisa nei settori nord, centro e meridionale; 7 tavolette (10,7%) nel bacino idrografico del Paglia; 6 tavolette (9,2%) in aree interne a praterie steppiche pascolate e garighe tra Montalto, Tuscania, Monteromano e Blera; 11 tavolette (17%) nel bacino idrografico del Tevere; 6 tavolette (9,2%) nel bacino idrografico del Liri-Melfa. Nel periodo marzo-luglio (1999/2008), abbiamo controllato l'intera area di studio con cadenza quindicinale. Abbiamo ispezionato a piedi le aree idonee presenti nel territorio individuato comprese le cave e le maggiori aree industriali/portuali in fascia costiera. Abbiamo rilevato gli adulti territoriali simultaneamente presenti, i territori difesi ed il numero di nidi (Biondi et al., 2000; Pietrelli et al., 2004; Meschini, 2000). Nel caso specifico dell'Occhione abbiamo effettuato ulteriori ascolti crepuscolari del canto (Meschini & Frascchetti, 1989, Meschini, 2001). Al fine di valutare le preferenze ambientali delle diverse specie, abbiamo schematizzato gli ambienti come segue: duna costiera, salina, ambiente fluviale, zona umida, cava, area industriale, prato pascolo, gariga e prateria steppica.

Cavaliere d'Italia *Himantopus himantopus* (Linnaeus,1758) (N = 32 coppie). Nel recente passato si sono registrate sporadiche riproduzioni o tentativi di riproduzione.

Specie/Anno	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	media	and.
<i>H. himantopus</i>	0	3	4	4	2	0	2	0	3	14	3,2	+
<i>R. avosetta</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0,3	acc.
<i>B. oedicephalus</i>	18	21	18	23	23	23	20	26	30	43	24,5	+
<i>C. dubius</i>	80	60	65	57	50	43	40	38	32	42	50,7	-
<i>C. alexandrinus</i>	31	30	28	20	22	18	19	15	13	12	20,8	-
<i>T. totanus</i>	0	0	1	0	0	0	0	1	2	0	0,4	irr.

Tab. 1. Andamento delle coppie nidificanti.

ne in soli 4 siti: zuccherificio di Latina (1980), Vasche di Maccarese (1982, 2005), area industriale del Porto di Civitavecchia (1992) e Saline di Tarquinia (2000-2003 e 2007-2008) (Biondi et al., 2008). La specie si segnala con una media di 3,2 coppie/anno. Il trend, seppure discontinuo, registra un forte aumento nel 2008 (14 coppie) con l'utilizzo di un nuovo sito nella RNSLR. Le preferenze ambientali relative al 2008 appaiono così delineate: aree industriali 57% e salina 43% (Biondi et al., 2008). A conferma della recente espansione (2008), la specie viene riportata come nidificante eventuale anche per il Litorale Pontino in ambienti retrodunali salmastri (Corbi e Pinos, inedito).

Avocetta *Recurvirostra avosetta* (Linnaeus, 1758) (N = 3 coppie). L'Avocetta si è riprodotta per la prima volta nel 2007 presso la RNPA Saline di Tarquinia con 3 coppie (Biondi et al., 2007). La specie si segnala come nidificante occasionale con una media di 0,3 coppie/anno. Preferenze ambientali: salina 100%.

Occhione *Burhinus oedicephalus* (Linnaeus, 1758) (N = 245 coppie). La sua riproduzione è stata riconfermata negli anni '80 dopo almeno 40 anni di assenza dati con circa 20 coppie (Meschini & Frascchetti, 1989). La specie si segnala con una media di 24,5 coppie/anno. Nel 2008 vengono stimate 43 coppie (Meschini, questo Convegno). Trend positivo negli ultimi 10 anni. Preferenze ambientali: incolti e pseudosteppa mediterranea 49%, mosaici agrari con vegetazione naturale e incolti 34%, prati e pascoli permanenti 12% e greti fluviali 5%. Di recente si segnala la sua espansione anche nella Provincia di Roma presso la R. N. di Canale Monterano (2007) e nella RNSLR (2009) in ambienti industriali e coltivati a foraggiere (Verucci et al., 2009 e Biondi et al., in prep.).

Corriere piccolo *Charadrius dubius* (Scopoli, 1786) (N = 507 coppie). Sul finire degli anni '90 la popolazione nidificante del Corriere piccolo nel Lazio era stimata in 90-105 coppie (Biondi et al., 2000). Durante il periodo di studio la specie si segnala con una media di 50,7 coppie/anno. In particolare nel 2008 si stimano 42 coppie, con un trend in forte decremento rispetto al 1999 (-52%), di cui solo 18 cp. costiere. Tra gli ambienti preferiti abbiamo: duna costiera (48%), aree industriali (24%), ambiente fluviale (18%) e cave (10%). Attualmente la specie appare in forte regressione lungo la fascia dunale (-68%) ed in forte espansione in ambienti temporanei antropizzati quali aree industriali e cave (+ 43%).

Fratino *Charadrius alexandrinus* (Linnaeus, 1758) (N = 208 coppie). Sul finire degli anni '90 la popolazione nidificante del Fratino era stimata in circa 40 coppie (Pietrelli et al., 1997). Durante il periodo di studio la specie si segnala con una media di 20,8 coppie/anno. Negli anni 2007-2008 si stimano solo 12/13 coppie residue (-67%) con un progressivo decremento anche in ambienti protetti quali la Tenuta Presidenziale di Castelporziano (-77%) (Biondi e Pietrelli, inedito).

Pettegola *Tringa totanus* (Linnaeus, 1758) (N = 4 coppie). La specie si segnala con una media di 0,4 coppie/anno e si caratterizza come “nidificante irregolare” (2001, 2006 e 2007) solo presso le Saline di Tarquinia (Biondi, inedito) con una stima di 0-4 coppie. A conferma della avvenuta nidificazione della specie presso le Saline di Tarquinia si segnala: una copula osservata nel 2001, un juv. volante fotografato nel giugno 2006 e il rinvenimento di almeno due nidi predati (2007).

Le popolazioni di limicoli nidificanti nel Lazio soffrono per la progressiva perdita generalizzata di habitat idonei derivante dalle trasformazioni ambientali e dal disturbo antropico diretto oltre che dalla marcata erosione delle coste. Per gli ambienti fluviali la minaccia deriva dall'estrazione di ghiaia e inerti, dall'impoverimento dei regimi idrici, dalla cementificazione e dalla massiccia presenza antropica a fini ricreativi. Per la conservazione futura delle specie oggetto di studio è auspicabile e prioritaria la creazione di zone protette che tutelino, sotto l'aspetto morfologico e vegetazionale, i residui ambienti di nidificazione (aree dunali relitte per Corriere piccolo e Fratino) e attive politiche comunitarie che favoriscano l'estensivizzazione agricola e la pratica del set-aside (aree steppiche residuali per l'Occhione). Le aree protette attuali non sembrano in grado di sostenere da sole le residue popolazioni nidificanti.

Summary

Breeding waders in the Latium Region: distribution and habitat selection

Data collected within 1999-2008 and regarding Black-winged Stilt, Avocet, Stone Curlew, Little Ringed Plover, Kentish Plover and Redshank are reported. Habitat transformation seems to be the main factor of the progressive negative trend for the breeding populations.

BIBLIOGRAFIA

- Biondi M., Pietrelli L., Guerrieri G., Corso A. & Grussu M. 2000. Il Corriere piccolo, *Charadrius dubius*, nell'Italia centrale e meridionale. Riv. ital. Orn. 70: 97-114.
- Biondi M., Pietrelli L. & Cecchetti S. 2007. Prima nidificazione laziale di Avocetta *Recurvirostra avocetta* presso la RNPA Saline di Tarquinia (VT). Gli Uccelli d'Italia 32: 54-58.
- Biondi M., Pietrelli L., Ortenzi D., Cecchetti S. & Moggi E. 2008. Nuove riproduzioni di Cavaliere d'Italia *Himantopus himantopus* nel Lazio (2008). Alula XV(1-2): 123-128.
- Pietrelli L., Biondi M., Menegoni P. & Martucci O. 1997. La nidificazione del Fratino *Charadrius alexandrinus* nel Lazio. Avocetta 21: 131.
- Pietrelli L., Biondi M. & Menegoni P. 2004. Dinamica delle popolazioni di *Charadriiformes* e impatto antropico lungo le coste laziali. In. Atti dei Convegni Lincei 304 :307-314.
- Meschini A. & Fraschetti F. 1989. Distribuzione, consistenza e habitat dell'Occhione *Burhinus oediconemus* in Lazio e Toscana. Avocetta 13 (1): 15-20.
- Meschini A. 2000. Il comportamento territoriale dell'Occhione *Burhinus oediconemus* in ambienti fluviali dell'Italia centrale. Avocetta 24 (1): 19-24.
- Meschini A. 2001. Habitat, preferenze ambientali e nicchia di *Burhinus oediconemus* e *Charadrius dubius* in alcuni sistemi fluviali dell'Italia centrale. Avocetta 25 (1): 101.
- Verucci P., Orlandini R. & Meschini A. 2009. Primo caso di nidificazione di Occhione *Burhinus oediconemus* in Provincia di Roma (Italia centrale). Uccelli d'Italia 34: 120-122.

CORRELAZIONE TRA LA FRAMMENTAZIONE AMBIENTALE E LE ORNITOCENOSI IN DUE AREE DEL COMUNE DI NAPOLI

M. FILOMENA CALIENDO, BRUNO DE TOMMASO, LUCILLA FUSCO & CLAUDIO E. RUSCH

*Dipartimento di Sc. Biologiche, Università "Federico II" – Via mezzocannone, 8 – 80134 Napoli
(marcalie@unina.it)*

La frammentazione agisce su una preesistente eterogeneità naturale, portando alla differenziazione di ecosistemi. Tale processo è evidente nell'ambiente urbano, in cui sono presenti però isole di verde che permettono la sopravvivenza della fauna selvatica, mantenendo abbastanza intatto l'ecosistema originario.

In precedenza sono state studiate le ornitocenosi di aree verdi del comune di Napoli (Guglielmi et al., 2001, Caliendo et al., 2002), senza stimare l'influsso del paesaggio circostante su di esse. In questo lavoro, con l'uso di tecniche GIS, si è valutata l'influenza del paesaggio sulle ornitocenosi di due diversi parchi pubblici napoletani, per fornire dati utili per la gestione di queste aree costituenti il polmone della città.

I parchi studiati, diversi per caratteristiche vegetazionali, sono stati: Parco Camaldoli e Parco Troisi. Il primo è un'area di 135 ha in prevalenza boscata, sull'omonima collina che sovrasta la città. Istituito nel 1980, è stato aperto al pubblico nel 1996. Il secondo è un giardino pubblico di 5,687 ha, nato nei primi anni '90 in un'area degradata. Ha una collinetta artificiale e una vasca di 8000 mq. La flora annovera specie mediterranee e talune essenze rare.

I censimenti ornitici sono stati effettuati mensilmente per un anno col metodo VCP (de Filippo et al., 1991). La struttura di comunità si è valutata tramite: ricchezza specie (S), equiripartizione (J), diversità di Shannon (BSD), indice passeriformi/non passeriformi (NP/P), indice di Soerensen (IS).

L'analisi del paesaggio è stata condotta con foto aeree 1:10000 del parco. Il sistema di coordinate usato è stato WGS 84 UTM_Zone_33N, georeferenziate con coordinate UTM. È stata creata una mappa fisionomica della vegetazione con il software Arcview 3.2 (ESRI, 2000) in 1 km di raggio attorno al punto di censimento. Il paesaggio è stato analizzato in un raggio di 250 m dal punto di campionamento con indici di ecologia del paesaggio (FRAGSTAT 2.0, McGarigal e Marks, 1995).

I valori più elevati degli indici relativi alle tessere del paesaggio ci indicano come P. Troisi presenti una maggiore frammentazione ambientale rispetto al P. Camaldoli, ma ciò non sembra influire negativamente sulla comunità ornitica, forse per il fatto che in frammenti ampi gli Uccelli sensibili al disturbo risentono meno dell'impatto (Farina, 1993). Il fatto che gli indici relativi ai margini siano più elevati nel P. Camaldoli, ci indica invece che le tessere di quest'area sono più frastagliate e ciò porterebbe a pensare che in esso vi sia un maggiore disturbo (Farina, 2001). Anche il MPAR è più elevato nel P. Camaldoli e confermando come la zona di margine assu-

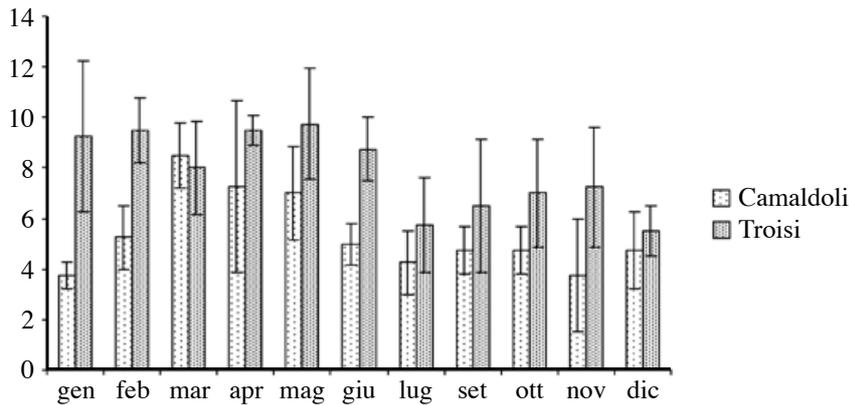


Fig. 1. Ricchezza in specie (S).

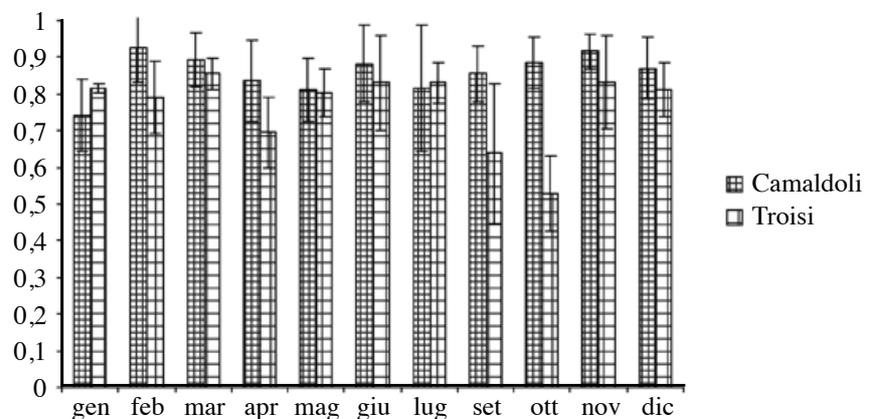


Fig. 2. Indice di equiripartizione (J).

ma qui netta importanza, favorendo una maggior presenza di specie generaliste nella zona di margine (Battisti, 2004).

Nel complesso gli indici relativi alle ornitocenosi non mostrano significative differenze, ad eccezione della S in inverno, forse per una ridotta complessità ecosistemica (Guglielmi et al., 2001) (Figg. 1 e 2). La J è elevata (quasi sempre superiore a 0,6), indicando che questi due boschi hanno raggiunto una stabilità maggiore, non rilevata negli studi di Guglielmi et al. (2001). L'insieme dell'area studiata sembra essere interessata da comunità non molto mature, come dimostrato dal rapporto NP/P, quasi sempre inferiore allo 0,5 e minore rispetto a quello osservato nell'intera città di Napoli (Fraissinet, 2006). La presenza del pettirosso nei mesi primaverili conferma la presunta nidificazione in queste aree (Guglielmi et al., 2001).

Sebbene i due parchi abbiano una ornitocenosi simile, non vi è corrispondenza nell'analisi paesaggistica. L'eterogeneità territoriale e l'ampiezza delle tessere possono influenzare gli indici di struttura di comunità (Milone et al., 1995) (Tab. 1). Da questo lavoro emerge l'importanza di un'analisi congiunta dei due tipi di dati, in quanto rappresentano i fulcri per una corretta interpretazione della complessità e stabilità ecosistemica, necessaria per gestire bene le aree verdi.

	Abbrev.	P. Camaldoli	P. Troisi
Number Patches	NUMP	23,00	33
Mean Patch Size	MPS	34,34	6242,19
Median Patch Size	MEDPS	25,65	5170,51
Patch Size Coeff. of variance (%)	PSCOV	94,61	78,42
Patch Size Standard Dev. (ha)	PSSD	32,49	4895,34
Total Edge (m)	TE	69286,38	13694,27
Edge density (m/ha)	ED	87,73	0,066
Mean Patch Edge	MPE	3012,45	414,97
Shannon Diversity Index	SDI	1,05	1,45
Shannon Evenness Index	SEI	0,96	0,90

Tab. 1. Indici del paesaggio.

Summary

Correlation between environmental fragmentation and bird communities in two areas of Naples (South Italy)

We investigated on the correlation of the habitat fragmentation with bird communities of two Neapolitan parks: Camaldoli and Troisi. The first one is a prevalently wooded park, the second one is characterized by an heterogeneous vegetation and a small lake. We elaborated some landscape indices correlating them with the structure indices of community. The landscape indices show some different values between the two parks, while the structure indices of community are quite similar.

BIBLIOGRAFIA

- Battisti C., 2004. Frammentazione ambientale connettività reti ecologiche. Un contributo teorico e metodologico con particolare riferimento alla fauna selvatica. Provincia di Roma, Assess. alle Politiche agricole, ambientali e Protezione civile.
- Caliendo M.F., Fusco L., Guglielmi R., Milone M., 2002 . L'avifauna dell'area metropolitana di Napoli. Atti Conv. " Ecosistemi urbani", Accad. Dei Lincei, Roma, 2001:923-934.
- de Filippo G., Fusco L., Carrabba P. and Milone M. (1991). Densità degli uccelli col metodo V.C.P. in aree con vegetazione a mosaico. Ricerche Biol. Selv., suppl. I.N.B.S., Bologna, 16:319-322
- ESRI 2000. Using Arc View 3.2. Environmental System Research Institute, Inc, Redlands Cma
- Farina A., 1993. L'ecologia dei sistemi ambientali. CLEUP ed., Padova.
- Farina A., 2001. Ecologia del paesaggio Principi, metodi e applicazioni. UTET, Torino.
- Fraissinet M., 2006. Nuovo progetto atlante degli Uccelli nidificanti e svernati a Napoli. Monografia n.7 ASOIM
- Guglielmi R., Fraissinet M., Milone M., 2001. Successione ecologica in comunità ornitiche nidificanti in giardini urbani di Napoli. Avocetta, 25:164.
- McGarigal K. & Marks J., 1995. FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-351. Portland : U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station.
- Milone M., de Filippo G., Fulgione D. 1995. Gli uccelli come metodo d'indagine nello studio dell'eterogeneità ambientale di paesaggi mediterranei. Boll. Sez. Campania ANISN. N.11:23-34 Napoli 1995.

IL GALLO CEDRONE *Tetrao urogallus* NEL PARCO NATURALE ADAMELLO BRENTA E LE ATTIVITÀ ANTROPOGENICHE PRESENTI

ROBERTA CHIRICHELLA⁽¹⁾, SIMONETTA CHIOZZINI⁽¹⁾,
RUGGERO GIOVANNINI⁽²⁾ & ANDREA MUSTONI^(1,2)

⁽¹⁾ *Ufficio Faunistico del Parco Naturale Adamello Brenta – Via Nazionale, 24 – 38080 Strembo (TN)*
(fauna@pnab.it)

⁽²⁾ *Ufficio Faunistico del Servizio Foreste e Fauna Della PAT – Via Trener, 3 – 38100 Trento*
(ruggero.giovannini@provincia.tn.it)

Il Parco Naturale Adamello Brenta (PNAB), in collaborazione con il Servizio Foreste e Fauna della Provincia Autonoma di Trento (PAT), nel 2007 ha avviato una ricerca pluriennale sui galliformi, la cui prima fase riguarda il gallo cedrone. Tale ricerca si propone di testare un metodo di monitoraggio per aree campione, utile a conoscere il quadro distributivo della specie nel periodo riproduttivo, e di caratterizzare le principali fonti di disturbo presenti e la loro possibile influenza sulla distribuzione della specie.

All'interno del territorio del PNAB (62,052 ha), situato nella porzione occidentale della PAT (Trentino-Italia), sono state individuate 4 aree campione (superf. media = 902 ha), prescelte in base all'analisi della distribuzione potenziale della specie, caratterizzate da tipologie e intensità di disturbo antropico differenti.

Tra il 2007 e il 2009 sono stati realizzati all'interno delle 4 aree campione dei transetti tardo invernali percorrendo 335 km, coprendo il 36 % delle aree campione e raccogliendo 294 indici di presenza. Una valutazione critica della loro localizzazione ha successivamente (aprile-maggio) consentito di individuare 9 punti di canto.

La caratterizzazione del disturbo antropico su tutto il territorio del PNAB è avvenuta sulla base di un protocollo che sfrutta come unità territoriali di base le particelle forestali (Piani Economici Forestali - superf. media particelle = 30 ha).

Per ciascuna particella forestale sono stati raccolti dati su localizzazione e intensità di 15 differenti attività antropiche (sport invernali, veicoli a motore, cicloturismo, insediamenti e attività ricreative, raccolta funghi-frutti, escursionismo, attività agricolo-zootecniche, attività ricreative legate all'acqua, caccia, arrampicata, parapendio e deltaplano, ipposcursionismo, pesca, caccia fotografica e *birdwatching*, speleologia), differenziate su scala mensile.

L'impatto di ciascuna di queste attività è stato valutato assegnando loro un valore da 0 a 3 per 5 differenti tipi di interferenza con i galliformi (presenza antropica, creazione di rumori e/o sorvolo dell'area interessata, frammentazione dell'habitat, possibilità di collisioni, alterazione dell'habitat).

I valori riferiti a ciascun tipo di impatto sono poi stati sommati e successivamen-

te i totali sono stati ripartiti in 3 classi e trasformati in coefficiente numerico. Per ogni mese e per ciascuna tipologia di disturbo si è quindi proceduto alla valutazione dell'intensità del disturbo (valori da 0 a 3), della percentuale di particella interessata (6 classi di percentuali, trasformati in opportuni coefficienti numerici), del tipo di distribuzione del disturbo all'interno della particella (concentrato o diffuso).

Il calcolo del valore di disturbo associato ad ogni particella dei Piani Economici Forestali è stato ottenuto applicando la seguente formula:

$$V(\text{disturbo}) = \sum_{i=1}^k [\text{Coef}(\text{tipologia}) * \text{Coef}(\text{intensità } i) * \text{Coef}(\text{area occupata } i) * \text{Coef}(\text{distribuzione } i)]$$

In questa prima fase è stato analizzato l'effetto del disturbo presente unicamente nel periodo febbraio-maggio coincidente con i rilievi effettuati, calcolato come sommatoria del disturbo dei singoli mesi considerati.

Preliminari analisi sono state condotte associando a ciascun punto di presenza della specie il valore di disturbo. In ciascuna area campione è stato successivamente generato un set di punti casuali delle stesse dimensioni del campione ed anche in questo caso è stato associato il valore di disturbo corrispondente. Si è quindi proceduto ad un confronto tra i valori di disturbo (variabile normalizzata; $\text{Ln}[(\text{Disturbo feb-mag})+1]$) dei punti occupati dalla specie e quelli generati casualmente attraverso un'analisi della varianza.

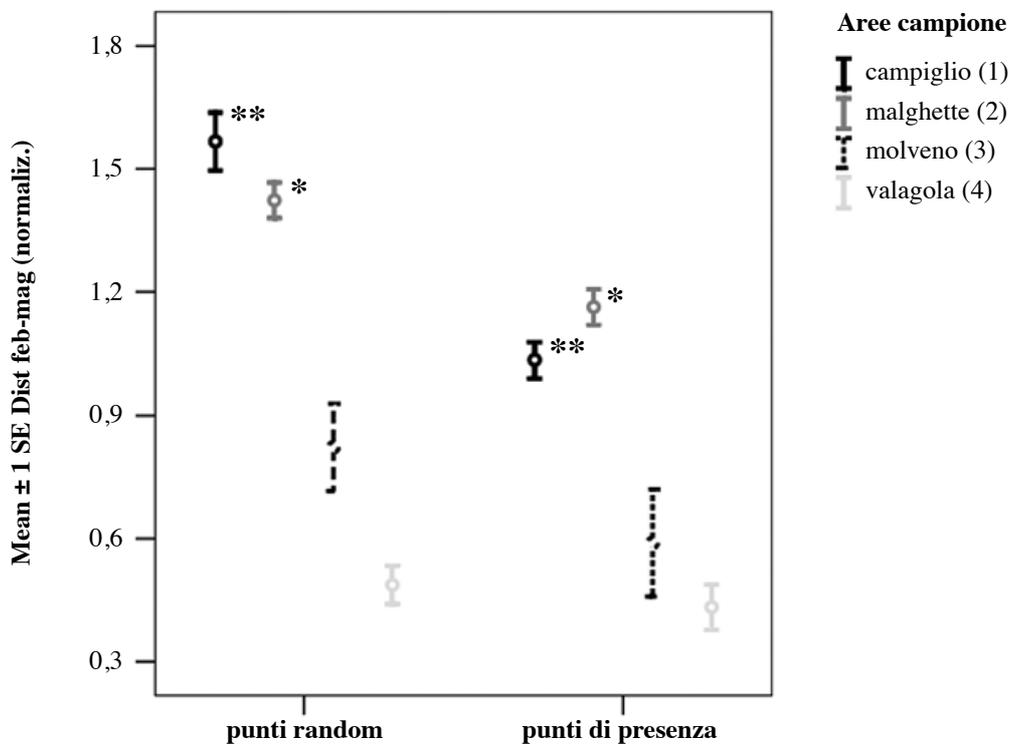


Fig. 1. Disturbo feb-mag (normaliz.) (mean + SE) registrato nelle 4 aree campione, confronto tra punti di presenza del gallo cedrone e punti generati casualmente [* $F=18.007$; $p<0.001$ ($N=300$); ** $F=41.217$; $p<0.001$ ($N=138$)]

Le analisi condotte evidenziano una significativa influenza del disturbo sulla distribuzione della specie nelle aree dove la media pesata del disturbo complessivo registrato mostra valori medio-alti (Fig. 1 - aree campione “campiglio” e “malghette”). Gli alti valori di disturbo sono da ricondurre principalmente a due attività antropiche già citate in bibliografia come dannose per la specie: sport invernali (Thiel et al., 2007; 2008) nei mesi di febbraio e marzo ed escursionismo (Summers et al., 2007) nei mesi di aprile e maggio.

Queste prime indagini si configurano come spunto per comprendere il ruolo che il disturbo antropico può avere nella distribuzione tardo invernale e primaverile del gallo cedrone. Future valutazioni potranno essere condotte sull'intera area di studio e per tutto l'arco dell'anno. Tale metodologia potrà essere applicata alle altre specie di galliformi, permettendo confronti in merito alla sensibilità delle diverse specie al disturbo antropico.

Ringraziamenti. Si ringraziano tutti coloro che hanno partecipato alla fase di raccolta dati, in modo particolare i Guardaparco del PNAB e gli studenti in tesi affiancati al progetto.

Summary

Relationship between Capercaillie *Tetrao urogallus* presence and human disturbance in Adamello Brenta Nature Park

In Adamello Brenta Nature Park (Central Alps) the comparison between real and potential distribution of *Tetrao urogallus* shows an under-use of suitable habitat. The characteristics of this area make to suppose that one of the reasons can be human disturbance. To be able to demonstrate this hypothesis, we decided to proceed to the evaluation and the relative characterization of 15 categories of trouble in order to create some basic spatial data layers. The results of the comparison among points of capercaillie presence and random points generated in the suitable habitat underline a significantly influence of human trouble on species distribution in sample site with great mean values of disturbance.

BIBLIOGRAFIA

- Summers R.W., McFarlane J., Pearce-Higgins J.W., 2007. Measuring avoidance by capercaillies *Tetrao urogallus* of woodland close to tracks. *Wildlife Biology*, 13:19-27.
- Thiel D., Menoni E., Brenot J.F., Jenni L., 2007. Effects of recreation and hunting on flushing distance of capercaillie. *Journal of Wildlife Management*, 71:1784-1792.
- Thiel D., Jenni-Eiermann S., Braunisch V., Palme L., Jenni L., 2008. Ski tourism affects habitat use and evokes a physiological stress response in capercaillie *Tetrao urogallus*: a new methodological approach. *Journal of Applied Ecology*, 45:845-853.

EFFETTI INDIPENDENTI DI PERDITA E FRAMMENTAZIONE DELL'HABITAT SULLA DISTRIBUZIONE DEL PICCHIO MURATORE *Sitta europaea*

STEFANO FAGIANI⁽¹⁾, ALESSIO MORTELLITI⁽²⁾, CORRADO BATTISTI⁽³⁾ & LUIGI BOITANI⁽²⁾

⁽¹⁾ Via delle Betulle 79 – 00171 Roma (stefanofag@yahoo.it)

⁽²⁾ Dip. di Biologia Animale e dell'Uomo, La Sapienza Università di Roma
Viale dell'Università 32 – 00185 Roma

⁽³⁾ Ufficio Conservazione della Natura, Provincia di Roma – Via Tiburtina 691 – 00159 Roma

Ad oggi, sono ancora poche le evidenze degli effetti relativi di perdita e frammentazione *stricto sensu* (suddivisione) degli habitat sulla biodiversità (Fahrig, 2003). Individuare e quantificare separatamente gli effetti di questi due distinti processi è una priorità in quanto questi richiedono diverse misure di conservazione (Lindenmayer e Fischer, 2007). Lo scopo di questo studio è di rilevare gli effetti indipendenti della perdita e della frammentazione *stricto sensu* dell'habitat sulla distribuzione del Picchio muratore *Sitta europaea*. Lo studio è stato progettato in modo da eliminare la correlazione tra le misure di copertura totale dell'habitat e quelle della sua configurazione spaziale (Mortelliti et al., in stampa). È stato inoltre investigato il ruolo della connettività strutturale (sotto forma di reticolo di siepi e filari alberati) e della matrice paesaggistica.

La specie target è il Picchio muratore *Sitta europaea* in quanto considerata una delle specie più vulnerabili agli effetti dei processi legati alla frammentazione (Matthysen, 1998).

L'area di studio è localizzata su tutto il territorio del Lazio (Italia centrale).

Per separare gli effetti di perdita e frammentazione *stricto sensu* dell'habitat forestale, sono stati selezionati strategicamente 30 "paesaggi" (quadrati di 16 km²): mantenendo costante la quantità di habitat, sono state individuate un numero di repliche con il minor numero di frammenti più aggregati possibile, ed un ugual numero di repliche con il maggior numero di frammenti più dispersi possibile. La procedura è stata sviluppata per 6 classi di copertura percentuale di habitat: 1-5%, 5-10%, 10-15%, 15-20%, 20-30%, 30-60%. A questa procedura è stato affiancato l'utilizzo dell'analisi dei componenti principali (PCA) sulle variabili predittive, in modo da ottenere: un indice della quantità di habitat residuo (HL), uno del grado di frammentazione (HF), uno della quantità e lunghezza di siepi (C), e tre gradienti di uso del suolo (XY, LU1 e LU2). All'interno di 79 frammenti sono stati effettuati, tra marzo e giugno 2009, 864 punti d'ascolto a distanza illimitata (Bibby et al., 2000) della durata 10 min. Il numero di stazioni d'ascolto per paesaggio è stato determinato attraverso gli *occupancy models* (MacKenzie et al., 2002) che permettono di combinare le probabilità di presenza e di contatto della specie.

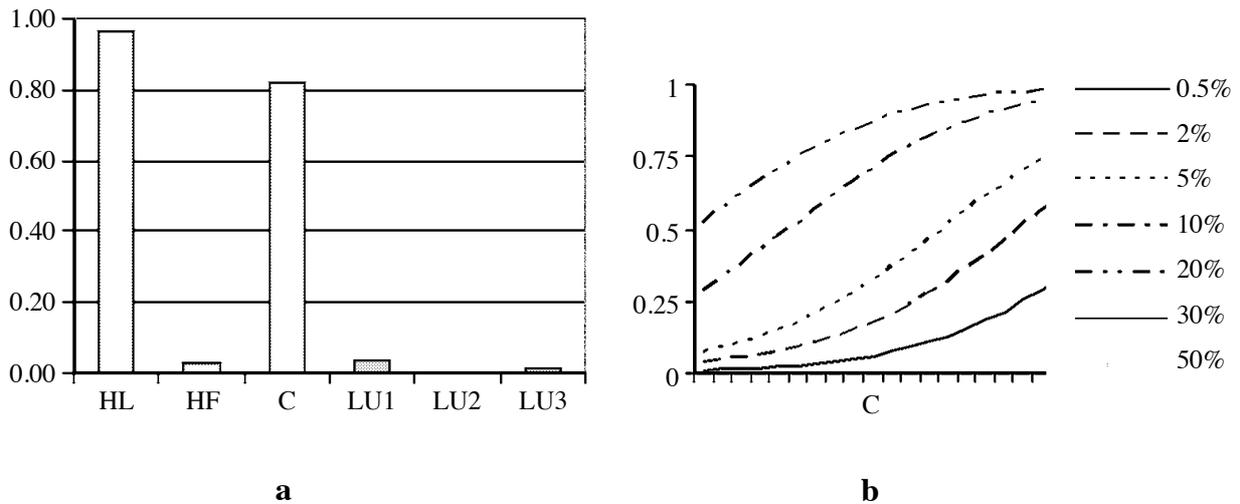


Fig. 1. **a)** Contributo relativo di ciascuna variabile alla distribuzione del Picchio muratore (definizioni delle variabili nel testo). **b)** Probabilità di presenza del Picchio muratore in funzione della connettività strutturale (C) a diversi livelli di quantità di habitat (HL). Ogni linea rappresenta un valore di HL corrispondente alle percentuali di copertura forestale riportate in legenda.

Le analisi sui dati di presenza sono state eseguite con la regressione logistica e interpretate con le tecniche della teoria dell'informazione o AIC, Akaike Information Criterion (Burnham & Anderson, 2002).

Il Picchio muratore è stato rilevato in 21 paesaggi (N = 30). La quantità di copertura forestale nel paesaggio (HL), indipendentemente dal grado di frammentazione (HF), è risultata essere il fattore più importante (Fig. 1a). Il risultato più rilevante è rappresentato dal notevole contributo mostrato dalla quantità di siepi nel paesaggio (C; Fig. 1a). La probabilità di presenza della specie cresce all'aumentare della quantità di habitat e all'aumentare della quantità di siepi nel paesaggio (Fig. 1b). Si evidenzia però come, per basse percentuali di copertura forestale (< 10% ca.), la presenza di elevate quantità di siepi nel paesaggio non permetta l'incremento della probabilità di presenza della specie verso valori relativamente alti (Fig. 1b).

Le siepi alberate presenti nella matrice circostante i frammenti isolati potrebbero svolgere due funzioni:

- 1) di collegamento tra frammenti isolati;
- 2) di rifugio durante gli spostamenti degli individui riducendo la mortalità in fase dispersiva.

Da recenti studi svolti nella medesima area di studio, è emerso che la quantità di siepi nel paesaggio influenza positivamente anche la distribuzione di altre specie dell'avifauna forestale sedentaria (Fagiani et al., *submitted*) e di una specie di roditore arboricolo (Mortelliti et al., *submitted*).

Implicazioni derivanti da questi risultati:

- 1) l'arresto di un'ulteriore perdita di habitat e il ripristino di habitat forestale nei pae-

saggi con poca copertura rappresentano una priorità per la preservazione del Picchio muratore in paesaggi frammentati;

- 2) la preservazione e l'implementazione di strutture quali siepi e filari alberati potrebbero avere effetti positivi sulla presenza della specie in paesaggi nei quali la copertura forestale residua sia maggiore del 10%.

Summary

Independent effects of habitat loss and fragmentation per se on distribution of Nuthatches *Sitta europaea*

There is still little evidence on the relative influence of habitat loss and fragmentation on biodiversity. The aim of this study is to evaluate the independent effects of these two distinct processes on the distribution of Nuthatches (*Sitta europaea*). For this purpose we strategically selected 30 landscapes (16 km²) with a gradient in amount of forest cover and with contrasting configuration of patches. We also investigated the role of hedgerows amount and land use in the landscape. The amount of forest cover in the landscape had the stronger influence on Nuthatches occupancy, while habitat subdivision played a negligible role. The presence probability of Nuthatches was enhanced by high lengths of hedgerows when forest cover was more than 10%. Below such values, implementation of even extensive hedgerow networks would not guarantee relatively high values of presence probability.

BIBLIOGRAFIA

- Bibby C., Burgess N., Hill D. & S. Mustoe, 2000. Bird census techniques. Academic Press, London.
- Burnham K.P. & Anderson D. R., 2002. Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach., 2nd ed. Springer, NY.
- Fahrig L., 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics, 34: 487-515.
- Fagiani S., Mortelliti A., Battisti C., Capizzi D. & Boitani L. Independent effects of habitat loss, habitat fragmentation per se and structural connectivity on landscape occupancy of resident forest-dependent birds. *Submitted*.
- Lindenmayer D.B. & Fischer J., 2007. Tackling the habitat fragmentation pantheon. Trends in Ecology and Evolution, 22: 127-132.
- MacKenzie D.I., Nichols J.D., Lachman G.B., Droege S., Royle J.A. & Langtimm G.A., 2002. Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. Ecology, 83: 2248-2255.
- Matthysen E., 1998. The Nuthatches. T & A.D. Poyser, London, UK.
- Mortelliti, A., Amori, G., Capizzi, D., Rondinini, C. & Boitani, L. Experimental design and taxonomic scope of fragmentation studies of European mammals: current status and future priorities. Mammal Review, in stampa (in attesa di DOI).
- Mortelliti A., Amori G., Capizzi D., Cervone C., Fagiani S., Pollini B. & Boitani L. Independent effects of habitat loss, habitat fragmentation and structural connectivity on the distribution of two arboreal rodents: when should we increase hedgerows? *Submitted*.

LA BANCA DATI MITO2000 COME STRUMENTO PER PREVEDERE GLI EFFETTI DEI CAMBIAMENTI CLIMATICI SULLE SPECIE COMUNI NIDIFICANTI

FABIO PRUSCINI⁽¹⁾, GUIDO TELLINI FLORENZANO^(2,4), LIA BUVOLI^(3,4)
& RICCARDO SANTOLINI^(1,4)

⁽¹⁾ *Dip. di Scienze dell'Uomo dell'Ambiente e della Natura, Università di Urbino*

⁽²⁾ *DREAM Italia, Poppi (AR)*

⁽³⁾ *FaunaViva, Milano*

⁽⁴⁾ *Coordinamento Progetto MITO2000*

Il cambiamento climatico sta influenzando negativamente sulla biodiversità e sullo stato di conservazione delle specie, sommandosi a problematiche già esistenti e diventando così un'ulteriore minaccia per gli ambienti naturali (Thomas et al., 2004). È noto che gli uccelli sono strettamente dipendenti dal clima e che un riscaldamento a scala globale influisce negativamente sulle diverse specie (es. DEFRA, 2005). Sebbene interessi soprattutto la risposta di medio e lungo periodo ai cambiamenti climatici, la risposta degli uccelli ad annate particolarmente calde o aride può fornire indicazioni per ipotizzare le risposte a lungo termine (Jiguet et al., 2006).

L'estate 2003 è stata caratterizzata da calura, afa e siccità diffusi in Europa e in Italia. L'evento è risultato anomalo per durata ed intensità. Le temperature massime di giugno, luglio ed agosto, si sono mantenute al di sopra dei 30°C, ma è soprattutto la persistenza di questa anomalia a sorprendere (Della Marta et al., 2007).

Lo scopo di questa ricerca è quello di verificare l'eventuale effetto dell'estate del 2003 sugli indici di popolazione di alcune specie comuni in Italia. Per sviluppare questa ipotesi, abbiamo utilizzato i dati del progetto MITO2000 (Monitoraggio Italiano Ornitologico, Fornasari et al., 2002), confrontando, per ogni punto di ascolto effettuato dallo stesso rilevatore, la variazione nel numero di coppie di ogni specie, in bienni successivi (2002/03, 2003/04, 2004/05). In questo modo si presume di poter analizzare gli effetti dell'estate 2003 nel biennio 2003/04, confrontandoli poi con i bienni precedente e successivo, in modo da poter verificare lo specifico effetto dell'estate anomala del 2003.

Per ciascuna specie, e per ogni punto, abbiamo calcolato la differenza tra il n. di coppie nel primo e nel secondo anno ("delta coppie", Δ_{cp}) di ciascuno dei tre bienni, confrontando poi le tre medie mediante ANOVA, e tramite il test di Tukey stabilendo quali valori differivano dagli altri (Jiguet et al., 2006). Successivamente si è cercato di capire come le variabili geografiche influissero sul Δ_{cp} , analizzando gli effetti di latitudine e altitudine, mediante GLM. Da queste analisi è stato possibile individuare quali specie hanno risentito maggiormente degli effetti del 2003, e se questi effetti sono risultati sfavorevoli o favorevoli.

specie	numero di punti			“delta coppie” (Δ_{cp})			effetto 2003 (Tukey)
	0203	0304	0405	0203	0304	0405	
picchio verde	193	176	130	-0.049	-0.063	-0.089	
cappellaccia	162	143	108	0.105	0.269	-0.329	+ **
allodola	198	149	143	0.199	-0.125	0.236	- *
ballerina bianca	168	121	160	0.009	-0.042	0.059	
usignolo	393	293	333	-0.095	0.242	-0.006	+ **
occhiocotto	184	144	131	0.288	-0.135	-0.008	- **
capinera	869	661	743	0.140	-0.089	0.085	- **
lui' piccolo	244	218	251	-0.023	-0.032	-0.173	
cinciarella	249	216	196	0.036	0.125	0.013	
passera d'italia	621	460	480	-0.134	-0.179	-0.026	
passera mattugia	295	228	220	-0.086	-0.044	0.107	
verzellino	463	280	323	0.105	-0.039	0.088	
verdone	434	288	298	0.032	-0.094	0.084	
cardellino	515	351	370	-0.020	0.044	0.062	
media				0.033	-0.010	0.009	

Tab. 1. Numero di punti per biennio e Δ_{cp} medi per le 14 specie confrontate. Nell'ultima colonna sono riportati gli effetti del 2003 ricavati dal test di Tukey (cfr. testo), * $p < 0.05$; ** $p < 0.01$.

I risultati (Tab. 1) mostrano che tre specie (allodola, capinera e occhiocotto) hanno risentito negativamente dell'estate 2003, mentre due (cappellaccia e usignolo) sembrano averne beneficiato. Per le altre 9 specie, lo sviluppo di modelli GLM che tengono conto di latitudine e altitudine, ha permesso di evidenziare risposte localmente differenziate che confermano l'ipotesi di un effetto specifico del 2003. Così, ad esempio, cardellino e verdone sembrano aver risentito negativamente della siccità solo ad altitudini e latitudini elevate. Lo studio ha confermato la sensibilità di alcune specie nei confronti di una variazione ambientale episodica come l'evento siccitoso del 2003, analogamente a quanto verificato in Francia (Jiguet et al., 2006). Tuttavia le diverse specie hanno reagito in maniera differente (Walther et al., 2002), provocando reazioni differenziate (Parmesan, 2005).

L'evento del 2003 ha influito sull'andamento di alcune specie, in particolare su quelle di zone aperte ed ecotonali, che quindi si prestano ad essere specie sentinella per futuri monitoraggi. In alcuni casi, la risposta ha riguardato solo porzioni del territorio nazionale, questo potrebbe dipendere anche da una maggiore sensibilità delle popolazioni che occupano le aree marginali della distribuzione, e quindi sono più fragili.

La banca dati Mito2000 si conferma strumento utile per il controllo delle risposte biocenotiche, anche nel caso dei cambiamenti climatici.

Ringraziamenti. Ringraziamo il Serv. Climatologia e Documentazione del Centro Nazionale di Meteorologia e Climatologia Aeronautica, per aver fornito i dati climatici (Col. GArn Tiziano Colombo, Magg. GArn Fabrizio Ciciulla, M.llo 1[^]cl Fis. Met. Nicola Bitetto).

Summary

Mito2000 database as a tool to predict the effects of climate change on common birds

Using the MITO2000 database (over 19000 point-counts), we tested the effects of the 2003 drought on 14 common breeding species in Italy, by comparing the changes (at the point-count level) in the population index in 2003-2004, with those registered in the two-year periods before and after. Three species (Skylark, Sardinian Warbler, Blackcap) were adversely affected by 2003 drought, two positively (Crested Lark, Nightingale), and four gave different responses at variable altitude and / or latitude. This approach seems therefore able to highlight differences in the response of species to climate change.

BIBLIOGRAFIA

- DEFRA (Department of Environment, Food and Rural Affairs), 2005. Climate change and migratory species. British Trust for Ornithology, Thetford.
- Della Marta P. M., J. Luterbacher, H. von Weissenfluh, E. Xoplaki, M. Brunet, and H. Wanner 2007. Summer heat waves over western Europe 1880-2003, their relationship to large scale forcings and predictability. *Climate Dynamics*, 29:251-275.
- Fornasari L., De Carli E., Brambilla S., Buvoli L., Maritan E. & Mingozi T, 2002. Distribuzione dell'avifauna nidificante in Italia: primo bollettino del progetto di monitoraggio MITO2000. *Avocetta*, 26: 59-115.
- IPCC, 2001. *Climate Change 2001: Impacts, Adaptation and Vulnerability*. Cambridge University Press.
- Jiguet, F., Julliard, R., Thomas, C.D., Dehorter, O., Newson, S. E. & Couvet, D. 2006. Thermal range predicts bird population resilience to extreme high temperatures. *Ecol. Lett.* 9, 1321-1330.
- Parmesan C. 2005. Biotic response: Range and abundance changes. In: Lovejoy T.E. and Hannah. L. (Eds) *Climate Change and Biodiversity*, pp. 41. Yale University Press, New Haven & London.
- Thomas, C.D., Cameron, A., Green, R.E., Bakkenes, M., Beaumont, L.J., Collingham, Y.C. (2004a). Extinction risk from climate change. *Nature*, 427, 145-148.
- Walther GR, Post E, Convey P., Menzel A., Parmesan C., Beebee T. J. C, Fromentin Jean-Marc, Hoegh-Guldberg O. e Bairlein F, 2002. Ecological responses to recent climate change. *Nature*, 416, 389-395.

ANALISI DI COMUNITÀ ORNITICHE LUNGO GRADIENTI DI URBANIZZAZIONE

SARA SCIRÈ⁽¹⁾, LEONARDO VIGNOLI⁽²⁾ & MARCO ALBERTO BOLOGNA⁽²⁾

⁽¹⁾ Via Giulio Rocco, 47 – 00154 Roma (saraelisewin@hotmail.it)

⁽²⁾ Dipartimento di Biologia Ambientale, Università Roma Tre – Viale Marconi, 446 – 00146 Roma
(vignoli@uniroma3.it) (bologna@uniroma3.it)

La progressiva urbanizzazione altera cospicuamente la vegetazione “nativa” nell’ambito di un paesaggio fortemente mosaicizzato ed in continuo mutamento (Clergeau et al., 1998). Il processo di “*omogeneizzazione biotica*” sembra l’effetto preminente sulle specie ornitiche sensibili al tasso di antropizzazione e si manifesta con la sostituzione delle stesse con un gruppo ridotto di elementi generalisti ad ampia diffusione (Blair, 2001). Un gradiente ambientale complesso tende a crearsi dalle aree naturali relativamente indisturbate a quelle altamente modificate e può essere utilizzato per analizzare le relazioni tra eterogeneità ambientale e diversità ed abbondanza delle specie (McDonnell et al., 1993). Obiettivi dello studio: (a) analizzare le variazioni dei parametri di comunità e delle frequenze relative di specifiche Guild lungo il gradiente di urbanizzazione; (b) esaminare le comunità in differenti Macrotipologie ambientali; (c) individuare criticità legate alla frammentazione delle aree naturali e seminaturali inserite nella matrice antropica.

L’area di studio è inclusa nel Comune di Roma e considera quattro “*Cunei*” che, seguendo ciascuno una direttrice lineare dal Grande Raccordo Anulare al centro storico della città, comprendono una serie di aree naturali e seminaturali residuali ed Aree Protette. Sono state indagate due zone esterne al Raccordo: Vejo e Maccarese, di stampo prevalentemente agricolo.

I 191 punti di ascolto effettuati, della durata di 5’, sono stati indagati due volte nel corso della stagione riproduttiva 2005. Le singole stazioni sono state suddivise in gruppi più comprensivi:

- Macrotipologie, in base alle tipologie ambientali prevalenti attorno ad esse, lungo un raggio di 200 m;
- Cerchi di Gradiente, definiti da 8 cerchi concentrici per l’analisi del gradiente di urbanizzazione;
- 31 Frammenti rappresentativi delle aree naturali e seminaturali residuali all’interno dell’area di indagine, per i quali sono stati stilati degli indici di struttura e connettività.

Sono state effettuate analisi di comunità per i differenti livelli di indagine; esclusivamente per i Cerchi di Gradiente, è stato considerato l’andamento delle frequenze relative per le singole specie (diagrammi rango/frequenza) e per due Guild precedentemente definite in base alla categoria di nidificazione ed alla Macrotipologia am-

Categorie	Specie	Equazione
U	Gheppio	-2.284 + 4.875 VA75 + 4.294 U75
	Tortora dal collare	-1.636 + 7.826 SU75
	Parrocchetto dal collare	-1.997 + 17.516 VA75 + 15.638 P
UA	Cappellaccia	-1.897 + 17.3449 SN75 + 7.1836 VA75 + 6.866 SU75 + 5.927 SN50
	Allodola	-1.9459 + 65.0633 SN75 + 19.482 SU75 + 6.8415 VA75
	Zigolo nero	-2.0492 + 20.0751 SN50 + 6.8203 MA + 6.1699 VA75
	Strillozzo	-2.0492 + 38.4524 SN75 + 8.8508 SU75 + 6.1699 VA75
F	Picchio rosso maggiore	-2.222 + 4.598 F
	Picchio verde	-1.897 + 14.567 F
Miste	Tortora	-1.718 + 11.0577 F + 8.596 VA75 + 8.291 MN + 7.774 SN50 + 4.934 SU75
	Gruccione	-1.805 + 12.670 F + 7.881 VA75 + 6.577 P + 4.963 SN50
	Fagiano comune	-1.718 + 8.596 VA75 + 6.744 F + 5.816 P
NC	Torcicollo	-1.636 + 2.7524 MU

Tab. 1. Lista delle specie risultate statisticamente significative, suddivise per categorie mediante le relative equazioni logistiche, che evidenziano il diverso grado di influenza delle variabili ambientali sulla distribuzione delle singole specie. U = specie strettamente legate a categorie ambientali in cui sia presente o preponderante tessuto urbanizzato o verde artificiale; UA = specie legate agli ambienti agricoli (seminativi) ed urbanizzati; F = specie legate a formazioni forestali; Miste = specie che risultano influenzate da categorie ambientali in vario modo; NC = specie per le quali l'analisi restituisce un modello significativo ma non associa alcuna variabile ambientale significativa.

bientale di appartenenza. Un'analisi di regressione logistica è stata realizzata al fine di relazionare determinate tipologie ambientali alla distribuzione di alcune specie. Grazie a quanto ottenuto dalle analisi applicate, riassumiamo i principali risultati della ricerca:

- Dall'analisi di comunità e dei diagrammi rango-frequenza nell'ambito dei Cerchi di Gradiente (Fig. 1), si evidenzia la presenza di una effettiva alterazione nella struttura delle comunità ornitiche, soprattutto nei cerchi più interni nel gradiente, che risentono degli impatti con la matrice antropica circostante.
- Nelle *Guild* di nidificazione, i nidificanti al suolo diminuiscono lungo il gradiente (verso il centro della città); i nidificanti in cavità antropiche e sulla volta arborea aumentano, per la presenza di ville storiche ubicate nel centro di Roma ed inserite nella matrice urbana, che mantengono una certa complessità strutturale vegetazionale. Nelle *Guild* legate alle Macrotipologie l'andamento crescente o decrescente delle frequenze relative lungo il gradiente è strettamente legato alla distribuzione spaziale sul territorio delle relative categorie ambientali.
- Dall'analisi di regressione logistica risulta evidente l'importanza di determinate variabili ambientali nella distribuzione delle specie nell'ambito territoriale indagato: il verde artificiale (VA) con superficie superiore al 75%, gli ambiti forestali (F) e le aree agricole (SU, SN, P), (Tab. 1.).

- Il test di correlazione di Spearman tra i parametri dei frammenti ed il numero medio di specie per punto di ascolto a carico di ciascun frammento, ha restituito risultati significativi per la struttura dei frammenti (area e indice di forma), ma non per la connettività (isolamento), indagate a scala di paesaggio. Quest'ultimo risultato si deve sicuramente alla scala di indagine utilizzata, poiché anche se le capacità di volo facilitano il superamento di ostacoli rappresentati da infrastrutture, mitigano solo in parte le conseguenze della frammentazione dell'habitat.

Ringraziamenti. Si ringraziano sentitamente il Dr. L. Luiselli, il Prof. C. Battisti e la Dott.ssa E. Lorenzetti.

Summary

Analysis of bird communities along urbanization gradients in the city of Rome

This study considers the complex environmental gradient produced from progressive urbanization; departing from relatively natural areas to those highly modified inclusive in the Municipality of Rome, it considers relationships between environmental heterogeneity and differences and abundances of ornithological species. A real alteration of avian communities' structure exists especially in internal gradient rings that are impacted from the urban matrix.

BIBLIOGRAFIA

- Blair, R.B., 2001. Birds and butterflies along urban gradients in two ecoregions of the United States: is urbanization creating a homogeneous fauna? In: Lockwood, J.L., McKinney, M.L. (Eds.), *Biotic Homogenization: The Loss of Diversity Through Invasion and Extinction*. Kluwer Academic Publishers, Boston, MA, pp. 33-56.
- Clergeau P., Savard J.P.L., Mennechez G., Falardeau G., 1998. Bird abundance and diversity along an urban-rural gradient: a comparative study between two cities on different continents. *Condor*, 100: 413-425.
- McDonnell M.J., Pickett S.T.A., Pouyat R.B., 1993. The application of the ecological gradient paradigm to the study of urban effects. In: McDonnell, M.J., Pickett, S.T.A. (Eds.), *Humans as Components of Ecosystems*. Springer-Verlag, New York, NY, USA, pp. 175-189.

EFFETTI DI INTERVENTI DI GESTIONE ATTIVA DI PRATERIE SULL' AVERLA PICCOLA *Lanius collurio* NEI MONTI DELLA CALVANA (TOSCANA SETTENTRIONALE)

PAOLO SPOSIMO⁽¹⁾, LINDA COLLIGIANI⁽¹⁾, MARCO BAGNOLI⁽²⁾ & ELISABETTA FANCELLI⁽²⁾

⁽¹⁾ NEMO srl – P.zza M. D'Azeglio 11 – 50121 Firenze (sposimo@nemoambiente.com)

⁽²⁾ Provincia di Prato, Servizio Governo del Territorio – Via Pisano, 12 – Prato

Numerose specie di uccelli legate alle praterie di origine secondaria e agli agroecosistemi montani “tradizionali” sono oggi in evidente declino, a causa dalle trasformazioni avvenute estensivamente in questi ambienti negli ultimi decenni, sia in Italia che nell'intero continente europeo (Curtis et al., 1990, Burfield e van Bommel 2004).

Gli interventi di conservazione diretti per queste specie sono generalmente difficili da programmare e da mettere in atto, perché in genere si tratta di specie relativamente diffuse, non concentrate in aree protette e che richiedono il mantenimento o il ripristino di determinate forme di uso del suolo, scomparse o modificate per motivi di carattere socioeconomico. Occorre quindi in primo luogo adeguare il quadro normativo e programmatico affinché siano adottate tutte le misure necessarie a favorire una gestione adeguata del territorio, in particolare per quanto riguarda le attività agropastorali (Burfield e van Bommel 2004). All'interno di aree protette o di Siti della Rete Natura 2000 dove sono presenti in modo significativo specie e habitat legati alle praterie secondarie, è possibile e utile adottare misure specifiche per la loro tutela, che in molti casi rientra fra i principali obiettivi di conservazione dei siti stessi.

Grazie a un progetto LIFE Natura svolto negli anni 2002-2004, e a successivi interventi cofinanziati dalla Regione Toscana (anni 2006-2007), la Provincia di Prato ha effettuato interventi di gestione e recupero di habitat di praterie secondarie mediante decespugliamento e ripristino di pascolo regolamentato, per la tutela di habitat e uccelli di interesse comunitario nel SIC IT5150001 “La Calvana”.

La principale area di intervento (denominata Passo Croce-Aia Padre), estesa su circa 24 ha, si trova nel settore settentrionale del SIC, a quote comprese fra ca. 500 e 800 m s.l.m., nel versante orientale della dorsale. È occupata da boschi di latifoglie per circa ¼ della superficie e da un mosaico di praterie e arbusteti più o meno evoluti nella superficie rimanente. Nel periodo gennaio-febbraio 2003 l'area è stata recintata, e sono stati effettuati sfalci e decespugliamenti in circa 16 ettari. Successivamente l'area è stata oggetto di pascolamento controllato (carico massimo pari a 2 UBA/ha) di bovini (vacche della razza “Calvana”) ed equini. A gennaio-febbraio 2007 sono stati nuovamente effettuati sfalci e decespugliamento sempre su circa 16 ettari; il costo sostenuto per questa seconda fase, esclusi progettazione e direzione lavori, a carico del personale interno della Provincia, è stato di euro 9.580 IVA inclusa.

Nel periodo 2002-2007 sono stati effettuati censimenti dell'avifauna nidificante nella principale area di intervento (area E, censita solo dal 2003), in altre zone interessate da interventi di gestione e in alcune aree di controllo, per un totale di 6 aree indagate.

I rilevamenti dell'avifauna sono stati effettuati con il metodo del transetto, distinguendo gli uccelli rilevati entro una prima fascia di 100 m da entrambi i lati del transetto rispetto a quelli rilevati all'esterno di tale fascia. Ogni anno sono state effettuate 2 uscite in ciascuna area. Tutti i contatti sono stati riportati su una carta molto dettagliata (cfr. ad es. Gilbert et al., 1998). Alcuni transetti sono stati effettuati nei medesimi percorsi utilizzati per una precedente indagine, effettuata negli anni 1985-87 (Sposimo 1998); in tal modo sono state raccolte informazioni fra loro confrontabili relative a un arco temporale di 23 anni. Nell'area d'intervento di Passo Croce - Aia Padre i censimenti sono stati effettuati in modo da coprire l'intera area, adottando una versione speditiva, basata su solo due uscite, del metodo del mappaggio (*mapping-transect*, Farina 1987).

In questa sede vengono trattati alcuni aspetti di interesse conservazionistico e gestionale emersi dal monitoraggio dell'avifauna.

Nonostante l'esiguità del campione, i dati raccolti sembrano mostrare alcuni elementi di notevole interesse gestionale. Le specie di interesse conservazionistico (specie di interesse comunitario e regionale oppure incluse in Liste rosse), così come le specie degli ambienti aperti, che nel 2003 avevano nell'area d'intervento un peso assai minore rispetto ad altre zone di prateria presenti nel SIC, hanno mostrato una costante tendenza all'aumento, con un incremento assoluto di circa 10 punti percentuali. Un andamento di questo tipo non è stato registrato in nessuna delle altre aree esaminate. L'elemento più rilevante appare senza dubbio la comparsa e il successivo incremento, nell'area d'intervento, dell'Averla piccola *Lanius collurio* (coppie presenti: 0 nel 2003, 3 nel 2004, 2 nel 2006, 8 nel 2007), specie di interesse comunitario e regionale che era stata indicata come uno dei principali *target* nell'ambito del progetto LIFE e per la quale il SIC è da considerare una "roccaforte" per lo meno a livello della Toscana centrosettentrionale (province di Prato e Firenze). Nelle altre zone aperte del SIC la specie è apparsa sostanzialmente stabile durante il periodo 2002-2007, mentre a livello regionale nel periodo 2000-2008 ha mostrato semmai una lieve tendenza, non significativa, alla diminuzione (Centro Ornitologico Toscano, dati ined.).

I dati raccolti, anche se relativi ad un'area ristretta e a un arco temporale ancora limitato, sembrano indicare che gli interventi effettuati abbiano effettivamente prodotto le modificazioni attese nella comunità ornitica. In particolare, l'insediamento e il successivo incremento numerico dell'Averla piccola nell'area d'intervento, a fronte di una complessiva stabilità della specie negli altri settori del SIC e a livello regionale, sembra di notevole rilievo in quanto indice di una buona capacità di recupero da parte degli habitat di prateria utilizzati da questa specie, habitat che costituiscono il principale elemento di interesse del SIC e che sono in costante diminuzione sia nel

sito stesso, sia a livello regionale, nazionale e continentale. È da sottolineare il fatto che, una volta concluso l'intervento iniziale di recupero dell'area nell'ambito progetto LIFE, il mantenimento dei risultati raggiunti richiede azioni a carico della pubblica amministrazione di costo limitato (ca. euro 10.000 ogni 4-5 anni). Sulla scorta delle esperienze maturate e dei risultati ottenuti, azioni simili sono già state condotte dalla Provincia di Prato in altre zone del SIC e sono indicate fra le azioni con maggiore priorità nel Piano di Gestione del Sito.

Summary

Effects of grassland management in Calvana Mountains (Northern Tuscany) on Red-backed Shrike *Lanius collurio*

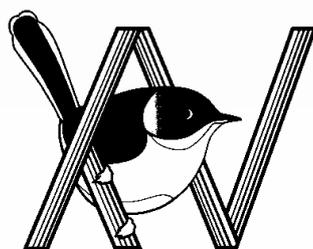
Prato Provincial Administration carried out management interventions on secondary grasslands, by bush cutting and planned grazing, in order to protect habitat and birds of Community Interest in SCI IT5150001 "La Calvana". These actions have been funded with a LIFE Project and a subsequent Regional cofinancing. During 2002-2007, bird surveys has been carried out in the main intervention area (24 hectares) and in control areas. Colonization and increasing of Red-backed Shrike (even 8 pairs per 24 ha) seems to be the most considerable element, as this species is one the main target within LIFE Project and SCI is one of the species' strongholds in Northern Tuscany. In the other SCI's grasslands this species appear to be stable during 2002-2007, whereas it showed a moderate decreasing trend at a regional level.

BIBLIOGRAFIA

- Burfield I. & van Bommel F., 2004. Birds in Europe: population estimates, trends and conservation status. Birdlife International, Cambridge.
- Curtis D.J., Bignal E.M. & Curtis M.A. (eds.), 1990. Birds and Pastoral Agriculture in Europe. JNCC, Peterborough, 137 pp.
- Farina A., 1987. I parametri utilizzati nello studio della struttura delle comunità ornitiche. Boll. Mus. Sc. Nat. Lunig. IV (2): 61-80.
- Gilbert G., Gibbons D.W. & Evans J., 1998. Bird Monitoring Methods. RSPB.
- Sposimo P., 1988. Comunità ornitiche nidificanti sui Monti della Calvana (Firenze). Quad. Mus. Stor. Nat. Livorno 9: 105-129.
- Sposimo P. & Tellini G., 1995. L'avifauna Toscana. Lista rossa degli uccelli nidificanti. Centro Stampa Giunta Regionale Toscana, Firenze, 32 pp.

Workshop
AVIFAUNA, FLORA E VEGETAZIONE

COMUNICAZIONI



L'AVIFAUNA DEI VIGNETI PIEMONTESI: TECNICHE DI GESTIONE A CONFRONTO

ENRICO CAPRIO, ALESSIA MORI & ANTONIO ROLANDO

*Dipartimento di Biologia Animale e dell'Uomo, Università di Torino
Via Accademia Albertina, 13 – 10123 Torino (enrico.caprio@unito.it)*

INTRODUZIONE

A partire dagli anni '50 in Italia settentrionale, l'agricoltura intensiva ha visto un rapido sviluppo. Ciò ha comportato l'ampliamento degli appezzamenti agricoli, l'eliminazione di siepi, filari e incolti, e l'abbandono della pratica della rotazione colturale a tutto vantaggio di poche specie vegetali (Altieri, 1999).

L'uso sempre più frequente di fitofarmaci, antiparassitari e fertilizzanti non ha portato solo ad una rivoluzione a livello della produzione, ma anche ad un'importante mutamento del paesaggio, con la diminuzione delle aree boschive e delle aree incolte, che in molte aree sono ora ridotte a piccoli frammentati intervallati da grandi e omogenee distese di coltivi (Stoate et al., 2001; Benton et al., 2003). Anche le formazioni arboreo-arbustive, le siepi e i fossati frequenti fino agli anni '40 e utilizzati per delimitare gli appezzamenti di terreno e segnare i confini, sono state eliminate e sostituite da vie per l'accesso delle macchine agricole.

Come conseguenza dell'utilizzo di prodotti tossici e della perdita di habitat vi è stato un forte impoverimento della biodiversità, che ha coinvolto sia gli organismi invertebrati ipogei e epigei (infatti i pesticidi non eliminano solo gli animali nocivi, ma anche i loro predatori e gli organismi innocui) (Feber et al., 1999; Bengtsson et al., 2005), che i vertebrati, quali uccelli e micro-mammiferi, a causa della minor disponibilità di cibo all'interno delle aree coltivate e soprattutto della diminuzione delle zone in cui rifugiarsi e riprodursi (Freemark & Kirk, 2001; Ghenghini et al., 2006).

L'agricoltura biologica ha come presupposto che l'azienda agricola tenga conto dell'equilibrio ecologico locale e conservi e ripristini i sistemi protettivi naturali, la vita, la fertilità, la stabilità del suolo e la biodiversità, in modo da dipendere il meno possibile da input esterni e da risorse non rinnovabili. La produzione deve essere in accordo con i cicli stagionali e nelle quantità sostenibili dal terreno e dallo sforzo dell'uomo che, per tutelare la salute delle piante deve far uso di misure profilattiche di tipo meccanico e fisico e nel caso di attacco da parte di organismi dannosi alla coltura può intervenire con sostanze ammesse dalla normativa europea (sostanze di origine naturale e composti minerali in dosaggi controllati), ma soprattutto deve incentivare la lotta biologica e la protezione naturale (Regolamento CE 834/2007).

Un'elevata biodiversità risulta infatti fondamentale per il mantenimento della capacità omeostatica dell'agroecosistema che deve puntare sull'incremento di popolazioni di organismi che, pur non generando essi stessi un prodotto vendibile, contribui-

scono positivamente alla produttività aziendale in relazione al loro ruolo ecologico. Gli uccelli sono importanti bioindicatori per monitorare la qualità ambientale ed il livello di biodiversità dell'ecosistema agricolo in quanto, indipendentemente dal tipo di controllo esercitato, sia esso top-down o bottom-up, finiscono per riassumere le alterazioni che avvengono lungo la catena alimentare. La comunità ornitica regola con la predazione le popolazioni di invertebrati che occupano l'ambiente agricolo e, nello stesso tempo, la diminuzione o l'incremento di uccelli influisce sulla contrazione o sulla ripresa delle popolazioni di organismi di cui sono prede.

A sua volta l'entomofauna effettua un controllo dal basso sulla comunità ornitica determinandone la possibilità di sopravvivenza locale, e quindi l'impatto degli interventi antropici sulle popolazioni di invertebrati, ripercuotendosi lungo la catena trofica, può essere valutato monitorando l'avifauna (Stoate et al., 2001; Beecher et al., 2002). Le comunità di uccelli nidificanti costituiscono un valido strumento anche per monitorare la qualità ambientale nei termini della struttura del paesaggio e delle modificazioni antropiche, in quanto la composizione e l'abbondanza della comunità rispecchiano le condizioni dell'habitat che gli animali si trovano ad occupare (Laiolo, 2005).

Numerosi studi condotti in Europa e negli Stati Uniti hanno rilevato, sia la vulnerabilità di alcune specie ai pesticidi (Boutin et al., 1999; Mineau, 2005), sia la diversificazione nella composizione della comunità ornitica correlata alla gestione dell'area agricola e del paesaggio circostante (Laiolo, 2005).

Lo scopo di questo studio è stato quello di monitorare la comunità ornitica all'interno di agroecosistemi di vigneto per valutare l'importanza della struttura paesaggistica nel determinare la composizione e la densità delle comunità e indagare se e come le diverse tecniche colturali (intensive e biologiche) influiscano sulle ornitocenosi. In particolare è stato effettuato un confronto tra vigneti biologici e convenzionali per valutare se la diversa gestione colturale influisca sulle abitudini e le possibilità di alimentazione e nidificazione degli uccelli in questo ambiente.

AREA DI STUDIO

La ricerca si è svolta nelle province di Asti e Cuneo, in zone collinari in cui i boschi (circa il 32% della copertura) sono alternati a seminativi e altre pratiche agricole (35%) e a vigneti (27%). I boschi sono principalmente dominati da *Robinia pseudacacia*, alternati a boschi autoctoni di Roverella (*Quercus pubescens*) in associazione con l'Orniello (*Fraxinus ornus*) con infiltrazioni di specie mesofile dell'ordine *Fagetales*, o boschi dominati da Rovere (*Quercus petrae*) o da Farnia (*Quercus robur*) in associazione con il Carpino (*Carpinus betulus*). Nella porzione meridionale dell'area di studio la vegetazione subisce un forte influsso mediterraneo e oltre alle foreste termofile di Roverella e Orniello si trovano molte essenze tipiche del clima mediterraneo come la ginestra e il timo.

MATERIALI E METODI

Sono stati confrontati 36 vigneti, 18 a gestione biologica e 18 convenzionali. Ogni vigneto è stato visitato una volta, da metà aprile a metà di giugno 2008, a partire dall'alba fino alle 5 ore successive, effettuando in ognuno un transetto lungo il suo perimetro e un transetto all'interno del vigneto stesso, percorrendo lo spazio interfilare e contando tutte le specie e gli individui riconosciuti alla vista e/o al canto, distinguendo tra gli animali che si trovavano all'interno del vigneto e quelli localizzati nei principali ambienti circostanti (siepi, boschi e seminativi). Per ciascun vigneto sono state raccolte le informazioni strutturali riguardanti: la presenza di pali di sostegno dei filari in legno o in cemento, le caratteristiche dell'interfilare (diserbato, arato o inerbito), la presenza o l'assenza di siepi, alberi isolati o filari di alberi all'interno del vigneto e la presenza o l'assenza di boschi e cespugli intorno al vigneto entro una distanza di 50 m dal perimetro. Utilizzando Arcgis 9.2 è stato caratterizzato e analizzato il territorio circostante a ciascun sito indagato localizzando ogni punto su mappe dell'uso del suolo aggiornate e tracciando, per ogni sito, un buffer con raggio di 500 m e centrato in ogni vigneto, all'interno del quale sono state calcolate le variabili descrittive del paesaggio. La comunità ornitica è stata descritta calcolando l'indice di Shannon (H'), il numero di specie (N) e la ricchezza specifica (S), calcolati per le specie contattate nel vigneto e negli ambienti circostanti.

Per valutare l'effetto della gestione dei vigneti sulle comunità ornitiche è stata effettuata un'ANOVA ad una via, confrontando gli indici di comunità con la tipologia gestionale e con le variabili descrittive del vigneto: composizione dell'interfilare (diserbato, arato o inerbito), e la presenza di pali in legno o in cemento.

La struttura del paesaggio è stata descritta a livello di *patch* (per ogni singolo vigneto), di *classe* e *paesaggio* (considerando l'uso del suolo dei buffer) utilizzando il software Fragstats 3.3 (Mc Garigal et al., 2002). Le metriche di Fragstats sono state calcolate a livello di *patch* di vigneto, di *classe* (considerando vigneti, boschi, seminativi ed aree urbane e industriali) e a livello di *paesaggio* e sono rappresentative della struttura e della composizione del paesaggio (area, perimetro, indice di forma, rapporto perimetro/area, numero di patch, core area ed indici di frammentazione). Per testare la relazione tra gli indici di comunità con le variabili di patch, di *classe* e paesaggio, sono stati utilizzati i Modelli Lineari Generalizzati (GLM). In questo modo è stato possibile elaborare dei modelli che hanno consentito di testare gli effetti delle variabili di paesaggio sulla comunità ornitica, al quale è stata aggiunta anche la variabile dummy BIOLOGICO, per verificare la correlazione tra gli indici di comunità e la gestione biologica dei vigneti. Le variabili significative a livello di *vigneto* e *classe* e *paesaggio* sono state inserite in un modello finale utilizzando la procedura STEPWISE per selezionare le variabili più importanti. I modelli migliori sono stati scelti in base al valore dell'AIC (Criterio Informativo di Aikake, Akaike, 1973).

RISULTATI

Durante i rilevamenti sono stati contattati in totale 849 individui di 56 specie diverse:

	Vigneto biologico	Vigneto convenzionale	Fra gruppi	P
H'	1,006±0,202	0,625±0,323	F1,29 = 4,418	**
S	3,610±1,155	2,00±0,512	F1,34 = 5,697	**
N	9,110±10,255	5,17±6,958	F1,34 = 2,595	NS

Tab. 1. Confronto fra medie degli indici di comunità ornitica in vigneti biologici e convenzionali.

le specie più comuni sono state: lo Storno *Sturnus vulgaris*, seguita da Cornacchia grigia *Corvus corone cornix*, Cinciallegra *Parus major* e Gazza *Pica pica*.

I risultati dell'ANOVA che i vigneti biologici sono caratterizzati da valori medi di diversità e ricchezza significativamente maggiori di quelle rilevate nei vigneti convenzionali (Tab. 1). Gli indici di comunità non variano significativamente tra vigneti inerbiti e non inerbiti, tra vigneti arati e non arati, mentre H' è risultata più alta nei vigneti non diserbati rispetto a quelli diserbati (H' vigneti non diserbati = 1,015±0,486; H' vigneti diserbati = 0,584±0,609; $F_{1,29} = 5,812$, $P = *$).

I risultati dei GLM, qui omessi per motivi di spazio, hanno mostrato che l'abbondanza di uccelli nei vigneti è correlata negativamente con il rapporto perimetro/area dei vigneti indagati; per quanto riguarda gli indici di comunità totali, cioè quelli calcolati contando anche le specie al di fuori del vigneto, è stata trovata una correlazione negativa con la core area dei patch di vigneto visitati.

Le variabili di *classe e paesaggio* sono state modellizzate inserendo anche una variabile binomiale che si riferisce alla tipologia colturale dei vigneti.

S ed N nei vigneti sono entrambe positivamente correlate con la conduzione biologica dei vigneti e inoltre sono positivamente correlate con l'indice di aggregazione dei patch di vigneto. A livello di *classe* l'abbondanza nei vigneti risulta positivamente correlata con l'estensione delle aree forestali e con alcuni indici relativi alla frammentazione del paesaggio come il numero di patch di vigneti, di boschi e di seminativi e l'indice di frammentazione delle aree coltivate, mentre è negativamente correlata con l'area dei vigneti, il perimetro dei boschi e delle aree coltivate e la core area media dei vigneti e delle aree urbane. A livello di *paesaggio* l'abbondanza nei vigneti risulta correlata con indici di frammentazione del paesaggio: negativamente con il numero di patch totali e positivamente con la media della distanza euclidea tra i patch.

I GLM che esaminano la relazione tra i parametri di comunità totale, cioè calcolati sul numero totale di uccelli contattati, e le variabili di *classe e paesaggio* hanno mostrato che tutti gli indici di comunità risultano positivamente correlati con la gestione biologica del vigneto, inoltre essi sono principalmente influenzati dalle variabili che descrivono la frammentazione del territorio: H' ed N sono positivamente correlati con l'indice di frammentazione dei patch di vigneto; R è positivamente correlata con la core area media dei boschi e il numero di patch di aree urbane. N mostra anche una correlazione positiva con l'area dei vigneti e l'area dei seminativi.

CONCLUSIONI

I risultati ottenuti mostrano che gli uccelli sono più abbondanti nei vigneti non trattati con pesticidi.

Le fonti di cibo nei vigneti trattati sono scarse o addirittura assenti, poiché eliminando le piante erbacee, si elimina una delle risorse per i granivori e indirettamente, sottraendo loro cibo e rifugio, si eliminano anche gli invertebrati. Inoltre l'eliminazione diretta degli insetti con gli insetticidi costituisce un'ulteriore sottrazione di cibo per gli uccelli durante il delicato momento dell'allevamento della prole. La gestione biologica intesa non solo come eliminazione dei trattamenti con composti di sintesi, ma anche come cura delle aree limitrofe con il mantenimento dei rifugi naturali per gli animali, porta ad un incremento delle specie ornitiche che frequentano il vigneto e ad una maggior stabilità e complessità della comunità (aumento di H' e di S) (Becher et al., 2002; Ghenghini et al., 2006).

L'analisi del paesaggio ha evidenziato che l'estensione della superficie agricola (vigneti compresi) e la frammentazione sono i fattori più importanti nel determinare le caratteristiche della comunità ornitica. La presenza di un territorio dominato dall'agricoltura condotta in modo intensivo, spesso monocolturale, comporta una banalizzazione del paesaggio e la sottrazione di habitat per le specie che lo occupavano con un calo della biodiversità generale e degli uccelli in particolare, che sono costretti a modificare la propria distribuzione in assenza di luoghi idonei alla nidificazione (Benton et al., 2003; Donald et al., 2001). Il numero di uccelli che frequenta i vigneti aumenta se la superficie agricola, costituita anche da altre coltivazioni, non è la componente prevalente del paesaggio e se quella esistente costituisce un mosaico con copertura forestale; alcune specie di uccelli forestali per esempio, frequentano i vigneti per alimentarsi se nel territorio circostante hanno la possibilità di nidificare (Laiolo, 2005).

Questo studio ha mostrato l'importanza delle tecniche colturali biologiche nell'incrementare gli indici di comunità ornitica nei vigneti. Nei vigneti biologici non vengono utilizzati pesticidi e diserbanti di sintesi per eliminare invertebrati e piante erbacee, il che si traduce in un aumento della funzionalità dell'ecosistema agricolo. In questa situazione di maggiore naturalità gli uccelli costituiscono dei naturali controllori delle popolazioni d'invertebrati ed incidono sulla diminuzione delle infestazioni da parassiti. Anche la struttura e le condizioni del paesaggio che circondano il vigneto sono importanti nel determinare la composizione della comunità ornitica che utilizza il vigneto per alimentarsi, in quanto, solo la presenza di un ambiente idoneo alla nidificazione prossimo all'area coltivata, permette che essi la frequentino per trovarvi il cibo necessario per allevare la prole. Inoltre in paesaggi più diversificati le comunità ornitiche sono maggiormente strutturate, mostrando come una oculata gestione del territorio contribuisca ad incrementare la biodiversità a livello locale, importante sia per fini conservazionistici che per controllare l'entomofauna dannosa negli agroecosistemi.

Ringraziamenti. Desideriamo ringraziare le aziende agricole per il supporto e per la collaborazione offerta.

Summary

Bird community in vineyards in Piedmont, Italy: a comparison of management techniques

In this paper we compared the effect of vineyards management on bird community. We sampled 36 vineyards (18 conventional and 18 organic) using line transects to describe bird community in vineyards and surrounding habitats. We characterized vineyards according to their management and describing landscape structure in a 500 m radius buffer around the centre of each vineyard. Our results showed that bird community indexes are higher in organic vineyards and that their distribution is conditioned by landscape composition. For instance, the number of species and individuals in vineyards is higher if the surrounding landscape is not dominated by agriculture, but consists in an ecomosaic with some forest cover.

BIBLIOGRAFIA

- Altieri M.A., 1999. The ecological role of biodiversity in agroecosystems. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 74: 19-31.
- Beecher N., Johnson R., Brandle J., Case R., Young L. 2002. Agroecology of birds in organic and nonorganic farmland. *Conservation Biology* 16: 1620-1631.
- Bengtsson J., Ahnstrom J., Weibull A., 2005. The effects of organic agriculture on biodiversity and abundance: a meta-analysis. *Journal of Applied Ecology*, 42: 261-269.
- Benton T.G., Vickery J.A., Wilson J.D., 2003. Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key? *Trends in Ecology and Evolution*, 18 (4): 182-188.
- Donald P.F., Green R.E., Heath M.F., 2001. Agricultural intensification and the collapse of Europe's farmland bird populations. *Proceedings of the Royal Society of London Series B-Biological Sciences* 268: 25-29
- Feber R.E., Firbank L.G., Johnson P.J., Macdonald D.W., 1997. The effects of organic farming on pest and non-pest butterfly abundance. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 64: 133-139.
- Freemark K., Kirk D., 2001. Birds on organic and conventional farms in Ontario: partitioning effects of habitat and practices on species composition and abundance. *Biological Conservation* 101: 337-350.
- Ghenghini M., Gellini S., Gustin M., 2006. Organic and integrated agriculture: the effects on bird communities in orchard farms in northern Italy. *Biodiversity and Conservation* 15: 3077-3094.
- Laiolo P., 2005. Spatial and Seasonal Patterns of Bird Communities in Italian Agroecosystems. *Conservation Biology* 19 No.5: 1547-1556.
- McGarigal, K., Cushman, S.A., Neel, M.C., Ene, E., 2002. FRAGSTATS: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical Maps. Version 3.3. Computer software program produced by the authors at the University of Massachusetts, Amherst, (Massachusetts).
- Mineau P., 2005. Direct Losses of Birds to Pesticides - Beginnings of a Quantification. USDA Forest Service Gen. Tech. Rep. PSW-GTR-191
- Stoate C., Boatman N. D., Borralho R. J., Rio Carvalho C., G. R. de Snoo, Eden P., 2001. Ecological impacts of arable intensification in Europe. *Journal of Environmental Management*, 63: 337-365.

ECOLOGIA E POSSIBILI LINEE D'ESPANSIONE DELLA CINCIA DAL CIUFFO *Lophophanes cristatus* NELL'APPENNINO

SIMONETTA CUTINI⁽¹⁾, LUCA BAGNI⁽²⁾, TOMMASO CAMPEDELLI⁽³⁾,
GUGLIELMO LONDI⁽³⁾ & GUIDO TELLINI FLORENZANO⁽³⁾

⁽¹⁾ *Lo Strillozzo, nodo toscano di EBN Italia (cappellaccia@gmail.com)*

⁽²⁾ *AsOER – via Massa Rapi, 3 – 40064 Ozzano E. (BO)*

e CISNIAR – Piazza Matteotti, 28 – 41054 Marano s. P. (MO)

⁽³⁾ *DREAM Italia – Via dei Guazzi, 31 – 52014 Poppi (AR)*

INTRODUZIONE

La cincia dal ciuffo *Lophophanes cristatus* è diffusa in Italia lungo l'arco alpino e nell'Appennino settentrionale, limitatamente alla Liguria (Benussi, 1993). Esclusa la Liguria, per l'area appenninica si conosce un'unica segnalazione storica per il Modenese risalente alla seconda metà dell'800 (Carruccio, 1882). Più recentemente un esemplare è stato osservato nel 1968 a Reggio Emilia (Capiluppi, 1971) e un altro, proveniente ancora dal Modenese e catturato nel 1976 è conservato nel Museo di Marano sul Panaro. La specie comincia ad essere segnalata con più regolarità a partire dagli anni '80 del '900: nel 1983 nel Modenese (Rabacchi, 1983); nel 1987 in Toscana (Lapini e Tellini, 1989); dal 1989 in provincia di Parma (Ravasini, s.d.) e dal 1990 in provincia di Piacenza (Figoli, 2001). Negli anni '90 del '900 e soprattutto dopo il 2000 le segnalazioni si sono fatte sempre più frequenti sia in Emilia (Bagni et al., 2004) sia in Toscana (Arcamone e Puglisi, 2006, 2008) evidenziando una chiara, seppur lenta, espansione.

In questo lavoro abbiamo cercato di comprendere i fattori ecologici che determinano l'espansione della cincia dal ciuffo nell'Appennino settentrionale mediante modelli costruiti con algoritmi di massima entropia.

MATERIALI E METODI

I dati di partenza sono 87 localizzazioni di cincia dal ciuffo raccolte tra il 1987 e il 2009 in Toscana ed Emilia Romagna (Fig. 1a). Le fonti delle variabili ambientali sono il Corine Land Cover per l'uso del suolo (Bossard et al., 2000) e Blasi et al. (2004) per i fattori climatici. Abbiamo inoltre utilizzato la variabile *distanza dall'areale "storico"* (definito nell'Atlante italiano, 1983-1986; Benussi, 1993). In base alle conoscenze note sulla specie (Lack, 1986; Lens e Wauters, 1996; Summers, 1998) e alla precisione delle localizzazioni, abbiamo calcolato le variabili ambientali per un'area di 600 m di raggio attorno ai punti di presenza, e per 10103 punti casuali (*background*) in un buffer arbitrario di 60 km attorno al minimo poligono convesso che racchiude tutte le localizzazioni, che costituisce l'"area di calibrazione" (Fig. 1a). Abbiamo costruito il modello utilizzando il programma MaxEnt (Phil-

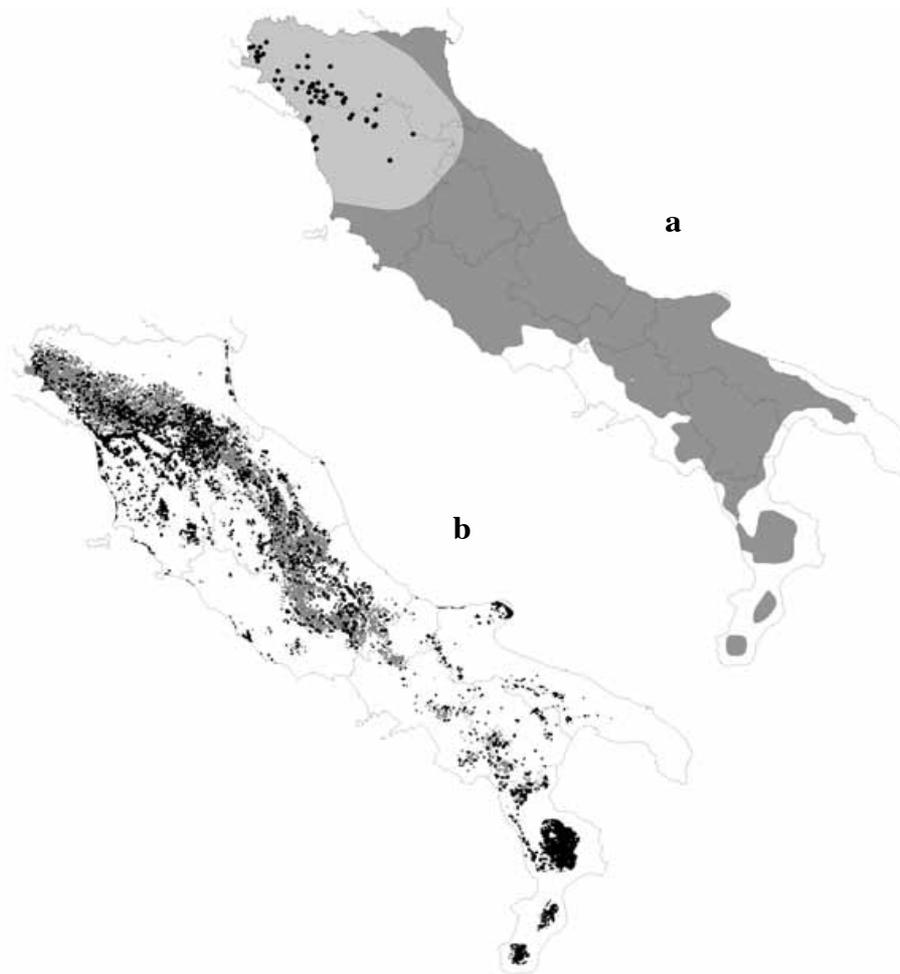


Fig. 1. **a)** localizzazione delle 87 segnalazioni di cincia dal ciuffo utilizzate; sono raffigurate anche l'area di calibrazione (grigio chiaro) e quella di esplicitazione (gr. scuro) del modello; **b)** idoneità per la cincia dal ciuffo nell'area di calibrazione (grigio chiaro, idoneità media; gr. scuro, idoneità elevata).

lips et al., 2006, Phillips e Dudík, 2008) che confronta le informazioni ambientali dei punti di presenza con quelle del *background* e individua la distribuzione a entropia massima, ovvero quella che, tenendo conto dei fattori ambientali, utilizzati come “costrittori”, si avvicina maggiormente ad una distribuzione uniforme. Il programma, che permette l'impiego di dati raccolti anche in maniera non standardizzata e sembra particolarmente efficiente ed affidabile anche con campioni di numerosità limitata, restituisce una distribuzione spaziale dell'idoneità, fornisce il contributo percentuale di ciascuna variabile al modello e il tipo di relazione di ciascuna di queste. Abbiamo poi esplicitato il modello all'Italia peninsulare, limitandoci alle zone ricadenti nel range dei valori di termotipo (variabile ambientale definita dalle temperature, Blasi et al., 2004) dell'area di calibrazione (Fig. 1a) utilizzando un layout costituito da 42216 punti, per i quali sono state calcolate le stesse variabili ambientali, ponendo però uguale a zero la distanza dall'areale storico. Abbiamo utilizzato come soglie per definire le aree idonee il “Minimum Training Presence”, il valore minimo

di idoneità tra quelli corrispondenti ai dati effettivi (idoneità “media”), e il “Maximum Training Sensitivity plus Specificity”, il valore che minimizza sia le “false presenze” sia le “false assenze” (idoneità elevata).

RISULTATI

Le variabili che costituiscono il miglior modello ottenuto e il loro contributo percentuale sono riportati nella Tab. 1. Il tipo di relazione di quelle più importanti è riportato nella Fig. 2. Il modello è risultato altamente efficiente (AUC=0.964). L’esplicitazione del modello all’intera penisola è riportata nella Fig. 1b.

DISCUSSIONE

La variabile con il peso maggiore è la superficie dei boschi di conifere (Tab. 1) che determina elevata idoneità già con coperture relativamente basse (Fig. 2a); la superficie complessiva del bosco fornisce anch’essa un contributo, sia pur ridotto, al modello (Tab. 1). La cincia dal ciuffo è infatti legata alle conifere in tutto il suo areale (Voous, 1960) ma si trova anche in altri tipi di bosco: in Italia solo raramente si rinviene in boschi misti (Bocca e Maranini, 1988; Caldonazzi, 2005) ma, ad es. in Francia, anche in presenza di pochi pini raggiunge densità apprezzabili (Collette, 1987) e in Catalogna si trova in ogni tipo di bosco (Brotons, 2004). La specie evita ambienti in cui il bosco non è decisamente predominante; in altri termini sembra sia sensibile alla frammentazione (Lens e Dhondt, 1993). Valori di idoneità crescenti si registrano in situazioni climatiche via via più fresche (Fig. 2b) coerentemente con quanto evidenziato anche a scala continentale (Huntley et al., 2007); tuttavia il contributo dei fattori climatici è ridotto (Tab. 1) e del resto la specie si può trovare anche in ambienti asciutti (Voous, 1960) come quelli di macchia mediterranea (Brotons, 2004). I fattori ecologici individuati, coerenti con le conoscenze note per la specie, confortano l’ipotesi che l’espansione possa esser stata determinata dalle trasformazioni in corso nell’Appennino. L’espansione del bosco nell’ultimo mezzo secolo (Falcucci et al., 2007) ha aumentato la connettività creando una situazione favorevole all’espansione della specie che ha tratto vantaggio soprattutto dall’aumento di boschi di conifere, avvenuto nella penisola italiana togliere nel ‘900 (Agnoletti, 2005).

Il peso che riveste nel modello la distanza dall’areale “storico” (Tab. 1) è indice evidente della bassa velocità con cui il fenomeno procede, nonostante l’elevato grado di

variabile	contributo percentuale
superficie dei boschi di conifere	57.5 %
distanza dall’areale “storico”	25.1 %
termotipo	8.9 %
superficie del bosco	8.5 %

Tab. 1. Contributo percentuale delle variabili al modello.

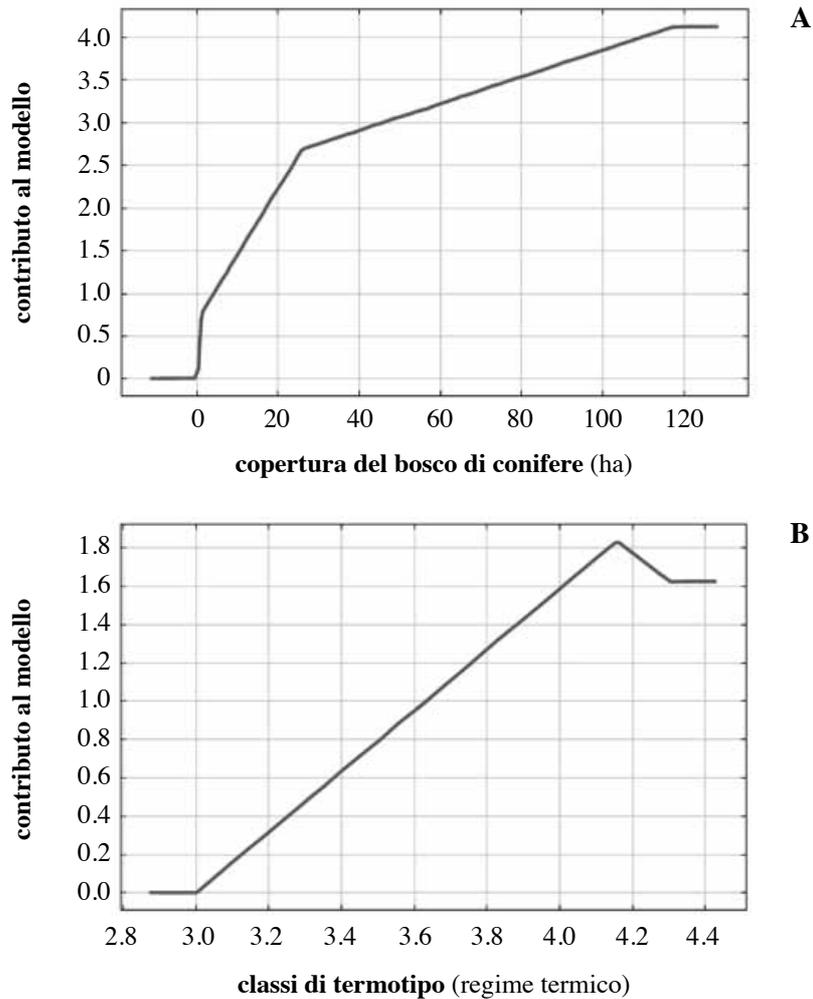


Fig. 2. Relazioni tra idoneità per la cincia dal ciuffo e copertura dei boschi di conifere (A) e termotipo (secondo Blasi et al., 2004) (B) desunte dal modello MaxEnt.

idoneità e connettività che sembra avere l'intero Appennino settentrionale (Fig. 1b). Tuttavia la cincia dal ciuffo è strettamente sedentaria (Zink, 1987; Marchant, 2002) e rimane praticamente tutto l'anno negli stessi territori (Lens e Wauters, 1996) con erratismi di scarsissima portata (Lack, 1986) per cui l'espansione può risultare lenta, anche in aree idonee estese e ben connesse. Inoltre, sebbene frequenti normalmente impianti artificiali di conifere (Denny e Summers, 1996; Maicas e Haeger, 2004), la specie è esigente rispetto ai siti di nidificazione per i quali necessita di tronchi o alberi preferibilmente morti, comunque di grande diametro, dove scava il nido (Denny e Summers, 1996). Siti di nidificazione idonei sono numericamente molto scarsi nelle piantagioni artificiali, in particolare in quelle giovani (Summers et al., 1993), come appunto la grande maggioranza dei boschi di conifere dell'Appennino, ed in particolare le pinete che la specie sembra prediligere, piantati negli anni '50 e '60 del '900 (Romano, 1986). La scarsità di siti adatti alla nidificazione è spesso un fattore limitante per la specie (Denny e Summers, 1996) come dimostra anche la pronta co-

lonizzazione di cassette nido (Summers et al., 1993; Maicas e Haeger, 2004), e può averne rallentato l'espansione. L'aumento delle segnalazioni in anni recenti potrebbe anche dipendere dell'invecchiamento delle pinete che diventano habitat progressivamente più idonei.

In ragione di queste considerazioni è prevedibile che la specie possa continuare l'espansione verso sud risultando dal modello un sufficiente livello di connettività fino all'Appennino abruzzese (Fig. 1b). A sud dell'Abruzzo però la connettività tra le poche ridotte aree idonee è praticamente assente e le vaste aree con elevata idoneità presenti in Calabria appaiono completamente isolate, pertanto difficilmente colonizzabili anche in futuro.

Ringraziamenti. Ci hanno messo a disposizione i loro dati: G. Balestrieri, A. Bartolini, M. Brambilla, G. Bruni, F. Fabbrucci, M. Giorgini, P. Giusti, F. Gori, A. Mucciolo, G. Paesani, L. Pardini, B. Perroud, D. Ribaldo, G. Sardella, L. Vanni, W. Vivarelli, I. Zerbini; osservazioni provengono anche dalle banche dati di MITO2000, Ornitho.it, Lo Strillozzo, COT, Museo di ecologia e storia naturale Marano sul Panaro.

Summary

Ecology and possible range-expansion of the Crested Tit in the Apennines

The Crested Tit is slowly colonizing southwards the Italian Apennines, becoming more and more frequent in Tuscany and Emilia Romagna. Starting from 87 recent sightings of the species, we have built a MaxEnt model within a calibration area that encompasses the present range. The model, having a good efficiency (AUC=0.964), shows that conifer-wood plantations, as well as climate and wood-cover, determines the presence of the species. Expliciting the model throughout the Apennines, it seems that the species could easily colonize the Apennines till Abruzzo and Molise, thanks to the high wood-connectivity of this part of the mountain chain.

BIBLIOGRAFIA

- Agnoletti M. 2005. Osservazioni sulle dinamiche dei boschi e del paesaggio forestale italiano fra il 1862 e la fine del XX secolo. *Società e Storia* 108: 377-396.
- Arcamone E. & Puglisi L. 2006. Cronaca Ornitologica Toscana. Osservazioni relative agli anni 1992-2004. *Alula* 13 (1-2): 3-124.
- Arcamone E. & Puglisi L. 2008. Cronaca ornitologica toscana. Osservazioni relative agli anni 2005-2007. *Alula* 15 (1-2): 3-122.
- Bagni L., Baroni R., Cerè G. & Rabacchi R. 2004. Nota preliminare sulla presenza della Cincia dal ciuffo *Parus cristatus* nell'Appennino reggiano. *Picus* 57: 23-27.
- Benussi E. 1993. Cincia dal ciuffo *Parus cristatus*. In: Meschini E. & Frugis S. (eds.). *Atlante degli uccelli nidificanti in Italia - Supplemento alle Ricerche di Biologia della Selvaggina* 1: 236.
- Blasi C., Ciancio O., Iovino F., Marchetti M., Michetti L., Di Marzio P., Ercole S. & Anzelotti I. 2004. Il contributo delle conoscenze fitoclimatiche e vegetazionali nella definizione della rete ecologica d'Italia. In: Blasi C., d'Antoni S., Dupré E. & La Posta A. (eds.). *Atti del Convegno "La conoscenza botanica e zoologica in Italia: dagli inventari al monitoraggio" - Quaderni di Conservazione della Natura* 18. INFS, Ministero dell'Ambiente: 161-180.

- Bocca M. & Maranini N. 1988. Cincia dal ciuffo (*Parus cristatus*). In: Mingozi T., Boano G. & Pulcher C. (eds.). Atlante degli uccelli nidificanti in Piemonte e Val d'Aosta: 344-345.
- Bossard M., Feranec J. & Otahel J. 2000. Technical report no. 40. CORINE land cover technical guide. Addendum 2000. European Environment Agency, Bruxelles.
- Brotons L. 2004. Mallerenga emplomallada *Parus cristatus*. In: Estrada J., Pedrocchi V., Brotons L. & Herrado S. (eds.). Atles dels ocells nidificants de Catalunya 1999-2002, Institut Català d'Ornitologia, Lynx Edicions: 456-457.
- Caldonazzi M. 2005. Cincia dal ciuffo *Parus cristatus*. In: Pedrini P., Caldonazzi M. & Zanghellini S. (eds.). Atlante degli uccelli nidificanti e svernanti in provincia di Trento. Acta Biologica 80 (suppl. 2.): 425-427.
- Capiluppi M. 1971. Notizie ornitologiche dalla provincia di Reggio Emilia (1967-1970). Riv. ital. Orn. 41: 122-124.
- Carruccio A. 1882. Importanza e utilità delle collezioni faunistiche locali. Contribuzione alla fauna dell'Emilia Romagna: Vertebrati del Modenese. Atti Soc. Nat. Modena, Ser. II, 15: 130-184.
- Collette J. 1987. Denombrément des oiseaux nicheurs d'un taillis sous futaie dans le Sud de la Manche. Le Cormoran 3 (6): 77-92.
- Denny R.E. & Summers R.W. 1996. Nest site selection, management and breeding success of Crested Tits *Parus cristatus* at Abernethy Forest, Strathspey. Bird Study 43: 371-379.
- Falcucci A., Maiorano L. & Boitani L. 2007. Changes in land-use/land-cover patterns in Italy and their implications for biodiversity conservation. Landscape Ecology 22: 617-631.
- Figoli G. 2001. Cincia dal ciuffo *Parus cristatus*. In: Ambrogio A., Figoli G. & Ziotti L. (eds.). Atlante degli uccelli nidificanti nel Piacentino-Lipu Piacenza: 145.
- Huntley B., Green R.E., Collingham Y.C. & Willis S.G. 2007. A climatic atlas of European breeding birds. Lynx Edicions, Barcelona.
- Lack P. 1986. The Atlas of Wintering Birds in Britain and Ireland. Poyser, Calton.
- Lapini L. & Tellini G. 1989. Segnalazione della Cincia dal ciuffo, *Parus cristatus*, in Toscana. Riv. ital. Orn. 59: 287-288.
- Lens L. & Dhondt A.A. 1993. Effects of habitat fragmentation on the timing of crested tit *Parus cristatus* natal dispersal. Ibis 136: 147-152.
- Lens L. & Wauters L.A. 1996. Effects of population growth on Crested Tit *Parus cristatus* post-fledging settlement. Ibis 138: 545-551.
- Maicas R. & Haeger J.F. 2004. Pine plantations as a breeding habitat for a hole-nesting bird species crested tit (*Parus cristatus*) in southern Spain. Forest Ecology and Management 195 (1-2): 267-278.
- Marchant J.H. 2002. Crested Tit *Parus cristatus*. In: Wernham C.V., Toms M.P., Marchant J.H., Clark J.A., Siriwardena G.M. & Baillie S.R. (eds.). The Migration Atlas: Movements of the Birds of Britain and Ireland-T. & A.D. Poyser, London: 725.
- Phillips S.J. & Dudík M. 2008. Modelling of species distributions with Maxent: new extensions and a comprehensive evaluation. Ecography 30: 727-736.
- Phillips S.J., Anderson R.P. & Schapire R.E. 2006. Maximum entropy modelling of species geographic distribution. Ecol. Modelling 190: 231-259.
- Rabacchi R. 1983. Censimenti. Elenco sistematico con brevi note sugli uccelli nidificanti, di passo o accidentali nella provincia di Modena. Addendum 1983. Picus 9 (1): 33-38.
- Romano D. 1986. I rimboschimenti nella politica forestale italiana. Monti e Boschi 6: 7-12.
- Summers S.W. 1998. Territory sizes of Crested Tits at Abernethy Forest, Strathspey. Scottish bird 19: 177-179.
- Summers S.W., Taylor W. & Underhill L.G. 1993. Nesting habitat selection by Crested Tits *Parus cristatus* in a pine plantation. Forestry 66 (2): 147-151.
- Voous K.H. 1960. Atlas of European birds. Nelson, London.
- Zink G. 1987. Der Zug europäischer Singvögel. Vol. I + II. Aula, Wiesbaden.

LE COMUNITÀ ORNITICHE DELLE PIANTAGIONI A TURNO BREVE IN AMBIENTI AGRICOLI TRADIZIONALI

MARTA GIORDANO⁽¹⁾, ALBERTO MERIGGI⁽²⁾, LORENZO FATTORINI⁽³⁾
& MARZIA MARCHESELLI⁽³⁾

⁽¹⁾ *Fondazione Lombardia per l'Ambiente – P.zza Diaz, 7 – 20123 Milano
(giordano_marta@yahoo.com)*

⁽²⁾ *Dipartimento di Biologia Animale, Università di Pavia – Via Ferrata, 1 – 27100 Pavia*

⁽³⁾ *Dipartimento di Metodi Quantitativi, Università di Siena – P.zza S. Francesco 8 – 53100 Siena*

INTRODUZIONE

Gli incentivi dell'Unione Europea a favore di usi alternativi dei terreni agricoli e la ricerca di fonti alternative ai combustibili fossili hanno visto un punto di unione nello sviluppo della bioenergia da biomassa vegetale; ciò ha consentito la diffusione, soprattutto nel Nord Italia, di piantagioni a turno breve dedicate alla produzione di legname per biomassa. Per questi impianti, conosciuti anche con l'acronimo SRF (Short Rotation Forestry), vengono utilizzate specie a veloce crescita ed elevata resa, come il pioppo (*Populus sp.*) e la robinia (*Robinia pseudoacacia*), piantate con un'elevata densità d'impianto e tagliate dopo brevi periodi (2-5 anni). Come già osservato in altri Paesi l'introduzione delle SRF nel contesto agricolo può aumentarne la biodiversità (Sage 1998); questi impianti creano nuovi habitat colonizzabili da diverse specie, e possono aumentare quindi la diversità delle zoocenosi (Christian et al., 1998; Sage et al., 2006). In questo lavoro, che è parte di una ricerca più ampia sugli effetti delle SRF sulla biodiversità, è stata indagata la diversità delle comunità ornitiche negli impianti a turno breve, e sono state analizzate le relazioni tra la densità delle specie e i diversi habitat presenti.

AREA DI STUDIO

I dati sono stati raccolti in quattro aree, ricadenti in zone protette nella provincia di Pavia, scelte in modo da rappresentare i differenti contesti agricoli della pianura pavese e i differenti tipi di piantagioni a turno breve:

- Area 1: Zona di Ripopolamento e Cattura nel comune di Casei Gerola
- Area 2: Zona di Rifugio e Ambientamento nel comune di Cervesina
- Area 3: Zona di Ripopolamento e Cattura nei comuni di Vistarino, Cura Carpignano e Albuzzano
- Area 4: Tenuta "Occhio" nel Parco Regionale della Valle del Ticino, nel comune di Zerbolò

Nelle aree di studio sono stati identificati tre tipi di SRF: impianti a filare singolo, impianti a filari appaiati (filare doppio) e impianti che hanno subito il taglio nell'inverno prima dell'inizio dei campionamenti (SRF tagliate).

MATERIALI E METODI

Per studiare il popolamento ornitico sono stati effettuati censimenti per le specie nidificanti e svernanti. Nel periodo riproduttivo sono stati usati conteggi al canto da punti di ascolto (Britt 2003; Sutherland 2006); i punti sono stati scelti in ogni area di studio in modo casuale e in modo da rappresentare i diversi ambienti presenti. Nel periodo autunno-invernale è stato utilizzato il conteggio a vista da transetto lineare (Britt, 2003; Sutherland. 2006); i transetti sono stati scelti casualmente in numero di cinque per area. Le differenze nel numero di specie per Km² sono state verificate col test U di Mann-Whitney.

Con i dati raccolti sono stati calcolati gli indici di diversità di Shannon-Wiener (H')

$$H' = - \sum p_i \ln p_i$$

e di Simpson (D)

$$D = \sum p_i^2$$

I valori degli indici sono stati corretti con il metodo Jackknife (Barabesi & Fattorini 1998). Per le specie nidificanti sono state stimate le densità rapportando il numero d'individui contattati da ogni punto di ascolto alla superficie di cerchi (buffer) di 300 metri di raggio disegnati attorno al punto, per le specie migratorie e svernanti è stato invece calcolato l'indice chilometrico di abbondanza (IKA); questi due parametri sono stati messi in relazione con le variabili ambientali attraverso il coefficiente di correlazione Rho di Spearman.

RISULTATI E DISCUSSIONE

Sono state censite in totale 91 specie, 65 sia durante la stagione riproduttiva, sia durante la stagione di migrazione e svernamento, con una media per Km² (\pm ES) di $6,7 \pm 1,42$ in primavera e di $8,0 \pm 1,00$ in autunno/inverno. Nelle SRF sono state identificate 39 specie di cui 24 nel periodo riproduttivo (media di $30,3 \pm 6,84$ per Km²), e 22 nel periodo autunno-invernale (media di $17,5 \pm 2,10$ per Km²). Tra le specie rilevate negli impianti per biomassa, ben 15 possono essere considerate specie con affinità boschive, tra queste ad esempio il fringuello e la ghiandaia. Un primo confronto tra i coltivi e gli impianti a turno breve ha evidenziato in quest'ultimi una densità di specie per Km² significativamente superiore sia in primavera (N1,N2=4, U=0, p=0,03), sia in autunno (N1,N2=4, U=0, p=0,03).

I valori dell'indice di Shannon-Wiener (H') testimoniano che gli impianti a turno breve sono frequentati da comunità più diversificate rispetto a quelle degli altri impianti di arboricoltura (pioppeti e riforestazioni). Inoltre i valori di H' delle SRF sono risultati generalmente più elevati dei coltivi, come già riscontrato in altri lavori (Berg 2002).

L'indice di Simpson mette in luce come gli ambienti indagati presentino una situazione piuttosto simile, con poche specie tendenzialmente più abbondanti delle altre. Interessante notare che anche gli impianti tagliati da poco presentano una buona diversità specifica. La veloce ricrescita dei pioppi consente un rapido cambiamento dell'assetto vegetazionale degli impianti, e ciò crea ambienti idonei per specie con

AMBIENTI		ZRC CASEI GEROLA	ZRA CERVESINA	ZRC VISTARINO	PRVT TENUTA OCCHIO
SRF	(SING + DOPP) TAGLIATA	0,53 (0,16)	0,88(0,05) 0,95 (0,03)	0,81(0,88) 0,94 (0,51)	0,93 (0,25) -
BOSCHI		0,92 (0,26)	0,67 (0,18)	0,89 (0,02)	0,82 (0,25)
PIOPPETI		-	-	0,80 (0,06)	-
RIFORESTAZIONI		-	-	-	0,78 (0,57)
COLTIVI		0,89 (0,06)	0,88 (0,06)	0,91 (0,02)	0,85 (0,04)
INCOLTI		-	-	0,70 (0,22)	-

Tab. 1. Indice di Simpson (D), tra parentesi lo scarto quadratico medio.

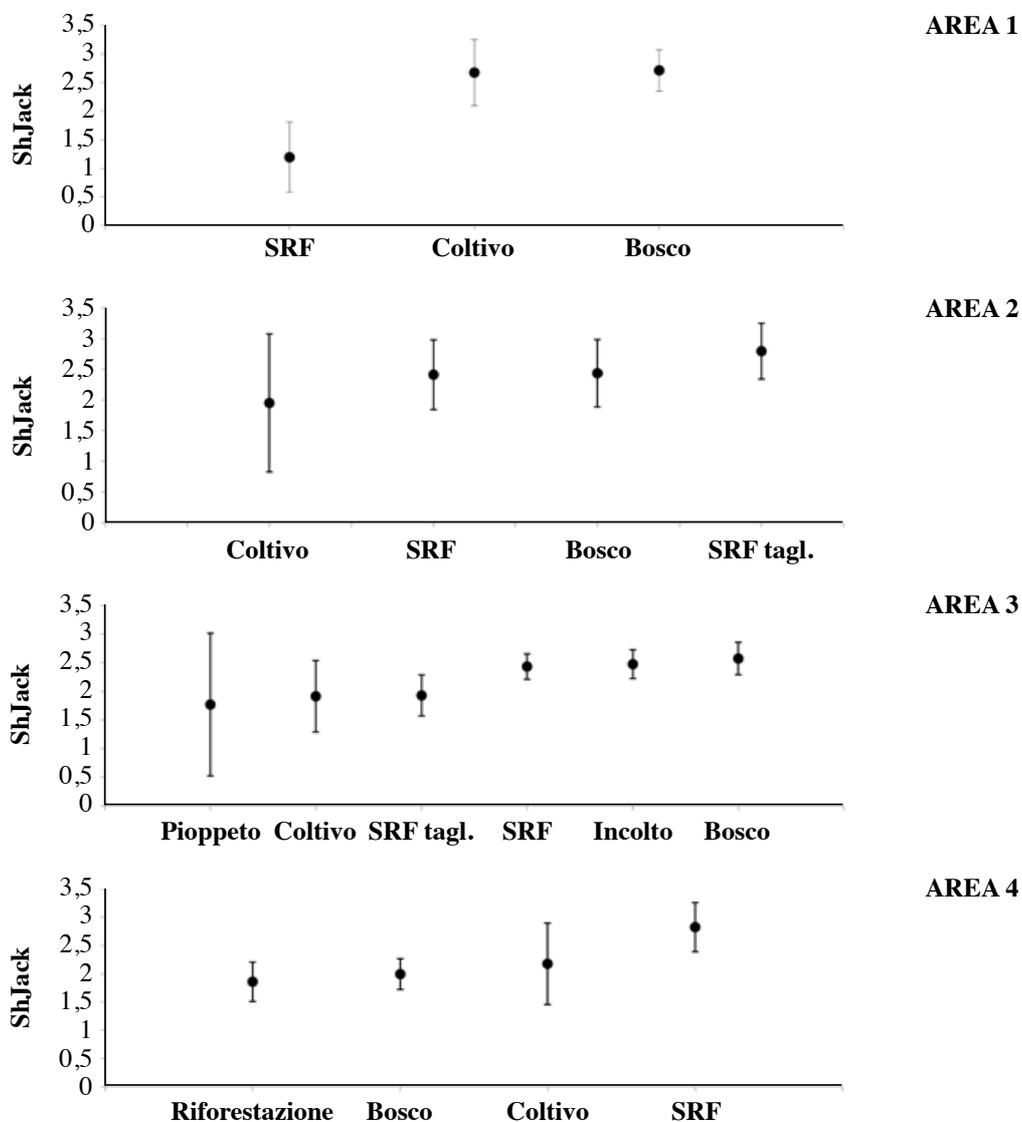


Fig. 1. Indice di diversità di Shannon-Wiener con intervalli di confidenza al 95% per le specie nidificanti registrati nei diversi tipi di habitat, nelle quattro aree di studio.

	PIOPPETI	RIFORESTAZIONI	SRF SING	SRF DOPPIA	SRF TAGL.	SRF TOT
Canapino	-	+++	++	++	+++	+++
Capinera		+++	++			++
Cinciallegra		+	+++			
Codibugnolo		++	+			
Colino Virginia		+++	+++	-		
Cuculo			+		+++	+++
Cutrettola	---	--	--			--
Fagiano	+++	--				
Fringuello				-	-	-
Gazza					-	-
Merlo	+++					
Passero domestico					-	-
Passera mattugia		--	-			
Piccione	+	-				
Storno			-			
Strillozzo	--		+	-	++	
Tortora selvatica	-	++	+++			
Usignolo				+	++	+
Usignolo di fiume			+++		++	+

Tab. 2. Correlazioni tra densità specie nidificanti e variabili ambientali (Rho di Spearman, col segno + sono indicate le correlazioni positive, col segno - quelle negative) (+++/ ---= $p<0,001$; ++/-- = $p<0,01$; +/- = $p<0,05$).

necessità di habitat differenti; inoltre nel periodo di riproduzione i pioppi hanno già portamento arboreo e possono quindi fornire riparo e siti di nidificazione.

Dal nostro studio emerge anche l'importanza della collocazione delle SRF; nell'area di studio 1 il solo impianto presente è isolato e ciò riduce la possibilità di spostamento tra questo ambiente e il bosco, dove nidificano molte specie. Nelle aree 2 e 3, invece, gli impianti sono tra di loro piuttosto ravvicinati, creando una superficie continua di ambiente a copertura arborea. Nell'area 4, invece, le piantagioni sono collocate al margine del bosco, formando una sorta di fascia ecotonale tra il bosco naturale e il territorio coltivato, e costituendo un habitat idoneo a un buon numero di specie tipiche di questo ambiente.

Considerando i dati cumulati, ben 10 specie hanno mostrato una correlazione significativa e positiva con almeno un tipo di SRF (Tab. 2). Di queste, alcune, come ad esempio la tortora selvatica, sono specie con spiccate preferenze per i boschi naturali. La maggioranza delle correlazioni positive sono emerse per gli impianti a filare singolo, questo potrebbe essere legato al fatto che essi hanno un'estensione maggiore rispetto alle altre SRF.

Per ciò che riguarda le specie migratrici e svernanti, le SRF hanno ottenuto valori di IKA sempre superiori ai coltivi, ma inferiori agli altri impianti di arboricoltura spe-

AMBIENTI		ZRC CASEI GEROLA	ZRA CERVESINA	ZRC VISTARINO	PRVT TENUTA OCCHIO
SRF	(SING + DOPP) TAGLIATA	87,37	14,71	75,84	27,58
		-	149,23	3,92	-
BOSCHI		148,88	100	38,83	67,58
PIOPPETI		157,39	-	130,26	153,85
RIFORESTAZIONI		767,02	216,39	138,89	117,99
COLTIVI		19,67	3,88	27,37	26,02
INCOLTI		868,56	3,57	345,53	11,74

Tab. 3. *Indice chilometrico di abbondanza (IKA) per le specie migratrici e svernanti.*

	PIOPPETI	RIFORESTAZIONI	SRF SING	SRF DOPPIA	SRF TAGL.
Airone bianco maggiore	++				
Allodola			-		
Capinera		+			
Colombaccio	+				
Cornacchia grigia	+				
Corvo	+++				
Fagiano	+				
Fringuello		++			
Gallinella d'acqua	++				
Merlo	+				
Passera mattugia			+		
Pettirosso					-
Picchio verde	+		+		
Piro piro culbianco				+	
Piro piro piccolo	+				
Pispola	+				
Storno	++				

Tab. 4. *Correlazioni specie svernanti e variabili ambientali (Rho di Spearman, col segno + sono indicate le correlazioni positive, col segno - quelle negative) (+++/---=p<0,001; ++/-- = p< 0,01; +/- = p<0,05).*

cializzata (Tab. 3). Utilizzando i dati cumulati, gli impianti a turno breve sono risultati correlati positivamente solo con 3 specie, a differenza dei pioppeti tradizionali per i quali emergono 11 correlazioni positive.

Sembra quindi che, durante il periodo invernale, le SRF non siano sfruttate tanto quanto avviene nel periodo riproduttivo; questo potrebbe essere dovuto alle lavorazioni e alle operazioni di taglio che avvengono proprio nei mesi autunno-invernali, causando quindi disturbo all'avifauna e riducendone la presenza.

CONCLUSIONI

Dal nostro lavoro è emerso che la presenza di SRF in un ambiente agricolo può aumentare la diversità delle comunità ornitiche; in particolare durante la stagione riproduttiva il confronto tra la ricchezza e la diversità specifica dei coltivi e quella delle piantagioni a turno breve evidenzia per quest'ultime una maggiore biodiversità complessiva. L'introduzione d'impianti di arboricoltura in un contesto "monotono" come quello agricolo porta una diversificazione strutturale del mosaico paesaggistico che, come già riportato da altri autori, è importante per un innalzamento della qualità ambientale.

Ringraziamenti. Il lavoro è supportato da una borsa di studio della Fondazione Lombardia per l'Ambiente e dal Dipartimento di Biologia Animale dell'Università di Pavia. Si ringraziano A. Passarotto e S. Ghidotti per l'aiuto nel lavoro di campo.

Summary

Bird communities in SRF stands in traditional farmland

In this work, which is part of a larger research on biodiversity in agro-ecosystems, we investigated the composition of bird communities in Short-Rotation stands, and analyzed the relationship between the density of species and different habitats. We identified a total of 91 species of which 39 were found in SRF plantations (30.3 ± 6.84 specie/ Km² \pm ES in spring and 17.5 ± 2.10 specie/ Km² \pm ES in autumn). We calculated Shannon-Wiener and Simpson Indexes, which showed that, during breeding period, SRF stands have higher species diversity than traditional crops; it turned out that SRF stands have a higher diversity even than other types of arboriculture stands. Moreover, density of some species is positively correlated with SRF stands presence. In conclusion SRF stands increase landscape heterogeneity and seem to bring benefits to avian diversity.

BIBLIOGRAFIA

- Barabesi L. & Fattorini L., 1998. The use of replicated plot, line and point sampling for estimating species abundance and ecological diversity. *Environmental and Ecological Statistics*, 5: 353-370.
- Berg Å., 2002. Breeding birds in short-rotation coppices on farmland in central Sweden the importance of *Salix* height and adjacent habitats Agriculture. *Ecosystems and Environment*, 90: 265-276.
- Britt C., 2003. Methodologies for ecological monitoring in bioenergy crops. A review and recommendations. ADAS contract report for the Department for Environment, Food and Rural Affairs.
- Christian D.P., Hoffman W., Hanowski J.M., Niemi G.J., Beyea J., 1998. Bird and mammal diversity on woody biomass plantations in North America. *Biomass and Bioenergy*, 14: 395-402.
- Sage R., 1998. Short rotation coppice for energy: towards ecological guidelines. *Biomass and Bioenergy*, 15: 39-47.
- Sage R., Cunningham M, Boatman N., 2006. Birds in willow short-rotation coppice compared to other arable crops in central England and a review of bird census data from energy crops in the UK. *Ibis*, 148: 184-197.
- Sutherland W. J., 2006. *Ecological census techniques A Handbook*. Cambridge University Press, Cambridge.

RAPPORTI TRA AVIFAUNA E VEGETAZIONE NEL SIC E ZPS IT3250023 “LIDO DI VENEZIA: BIOTOPHI LITORANEI”

MICHELE PEGORER⁽¹⁾ & MARCO GIRARDELLO⁽²⁾

⁽¹⁾ Via Saretta, 45 – 30027 San Donà di Piave (VE) (michele.pegorer@gmail.it)

⁽²⁾ Centre for Ecology and Hydrology (CEH), Maclean Building, Crowmarsh Gifford – OX10 8BB
Wallingford – Oxfordshire, U.K. (mara@ceh.ac.uk)

INTRODUZIONE

Elemento fondamentale per una corretta gestione dei siti ricadenti nell'ambito di rete Natura 2000 è l'implementazione del bagaglio di conoscenze relative le comunità faunistiche ed i rapporti tra le stesse e le fitocenosi, soprattutto in riferimento agli habitat di interesse comunitario. Assumono infatti notevole importanza, soprattutto nelle ZPS, gli studi in grado di evidenziare quali siano le fitocenosi più importanti per la biodiversità ornitologica, da sottoporre dunque a misure di conservazione. Il presente contributo verte sull'analisi delle relazioni che intercorrono tra la distribuzione dell'avifauna e quella delle diverse tipologie vegetali nel SIC e ZPS IT3250023 “Lido di Venezia: biotopi litoranei”, contribuendo ad identificare quali siano le principali fitocenosi terrestri, con particolare riferimento agli habitat di interesse comunitario, in grado di influenzare la ricchezza della comunità ornitica.

AREA DI STUDIO

Lo studio ha interessato un'area campione (51 ha), coincidente con una delle porzioni disgiunte del citato SIC/ZPS (Ca' Roman), ubicata a sud di uno dei principali lidi che separano la Laguna di Venezia dal Mare Adriatico. In tale area protetta, collegata all'isola di Pellestrina da una infrastruttura lineare emersa (“Murazzo”), si osservano le tipiche seriazioni della vegetazione psammofila storicamente presente negli ambiti costieri nord-adriatici, a tratti qui sostituita da formazioni arbustive, pseudo-boschive o boschive, spesso di natura antropogenica. Il litorale è soggetto ad attività balneare non attrezzata, supportata da alcuni edifici posti sul lato ovest della sub-isola, mentre lungo il confine sud della stessa si sviluppa un'area di cantiere del progetto MoSE. Buona parte del biotopo è Oasi naturalistica gestita da LIPU/BirdLife Italia e dal Corpo Forestale dello Stato.

MATERIALI E METODI

Lo studio sul campo è stato attuato tramite 25 rilievi in orario diurno, svolti in generale nelle prime ore del giorno e realizzati tra il 24.02.2008 e il 28.12.2008, con metodo dei transetti (Gregory et al., 2004), sviluppato su più sotto-transetti lineari o semi-lineari, registrando da ambo i lati degli stessi, senza limite di distanza, i contatti visivi e/o sonori. Il percorso adottato ha interessato tutte le principali tipologie

ambientali dell'area di studio. Durante il periodo riproduttivo sono stati inoltre attuati 2 rilievi notturni, con metodo del *playback* (Gibbons et al., 1996), indirizzato alle specie notturne territoriali potenzialmente presenti nel sito, utilizzando il medesimo percorso. I contatti sono stati georeferenziati su una scheda campo associata ad una ortofoto a cui è stata sovrapposta una griglia ipotetica di celle di 70 x 70 metri, ognuna delle quali riconducibile ad un univoco codice alfanumerico. Durante la fase di analisi sono stati considerati i contatti ascrivibili a 118 celle, in riferimento alle quali risultava elevata la contattabilità dei soggetti rispetto il percorso utilizzato. I dati sono stati inseriti in un database, relazionabile alla cartografia ufficiale della vegetazione del biotopo in ambiente GIS, nella quale compaiono 13 tipologie vegetali principali, compresi habitat, puri o in mosaico, di interesse comunitario (Tab. 1). Le analisi a livello di comunità hanno avuto lo scopo di stabilire i fattori ambientali che influenzano la struttura e la distribuzione delle comunità ornitica. Principale scelta operativa è stata l'utilizzo del solo parametro di ricchezza specifica (numero di specie, S), in quanto facilmente desumibile e di immediato utilizzo, nonché elemento di importanza significativa nello strutturare le zoocenosi. I dati faunistici sono stati riportati alle 13 tipologie vegetali mediante 3 principali *step*. Per primo è stata calcolata la ricchezza specifica per ogni cella sommando il numero di specie contattate in ogni singola cella. A seguire, utilizzando gli *shapefile* della vegetazione, sono state calcolate per ogni cella le superfici vegetazionali in m² ascrivibili alle citate variabili ambientali. Si è proceduto quindi all'analisi vera e propria, sfruttando un modello generale linearizzato ad effetti misti (GLMM). La citata tecnica di analisi è una estensione dei classici modelli di regressione che permette di analizzare le relazioni tra variabili, permettendo al contempo di risolvere i problemi alle osservazioni che non sono indipendenti tra loro.

RISULTATI

Delle 13 variabili ambientali solo 6 sono apparse significative, delle quali si riportano in Tab. 2 i risultati in notazione scientifica. Analogamente a quanto riscontrato da altri autori (ad es. Cody, 1975; MacArthur & MacArthur, 1961; MacArthur et al., 1966; Recher, 1969; Romprè et al., 2007) le fitocenosi che manifestano maggiore complessità strutturale hanno dimostrato maggiore influenza nell'incrementare il numero di specie. Trattasi dei mantelli arbustivi identificati dal codice Aru (cfr. Tab. 1), delle boscaglie di cui al codice Cnl e delle boscaglie termofile o pseudo-termofile a forte componente alloctona (Pop). Effetto negativo, per quel che concerne la ricchezza della comunità ornitica, hanno manifestato due fitocenosi autoctone caratteristiche delle prime dune stabili in cui la componente erbacea è dominante e dove gli elementi arboreo-arbustivi risultano scarsi: l'ammofiletto (Eca) e i mosaici tra lo stesso e i praterelli effimeri del *Malcolmietalia* (Mes). Si evince dunque che la presenza di superfici dominate dallo strato arbustivo o caratterizzate dalla concomitante presenza dello strato arboreo e di quello arbustivo, consentono la nidificazione, la sosta e lo svernamento in questo SIC/ZPS di varie specie tipicamente presenti negli

Codice	Descrizione	Codice Natura 2000
Aru	Aggregato a <i>Rubus ulmifolius</i> .	
Asj	Aggregato a <i>Spartina juncea</i> .	
Ces	Comunità erbacee a forte disturbo, di volta in volta fisionomicamente dominate da <i>Bromus sterilis</i> , <i>Dasyphyrum villosum</i> , <i>Chenopodium album</i> , <i>Cynodon dactylon</i> , <i>Artemisia verlotorum</i> , <i>Melilotus alba</i> , <i>Silene colorata</i> , <i>Elytrigia atherica</i> , <i>Phragmites australis</i> .	
Cna	Comunità nemorali antropogeniche di aghifoglie derivate da impianto di <i>Pinus</i> sp. pl.	2270*
Cnl	Comunità nemorali antropogeniche di latifoglie, di volta in volta dominate da <i>Populus</i> sp.pl., <i>Ulmus minor</i> , <i>Robinia pseudoacacia</i> , <i>Salix alba</i> .	
Eca	<i>Echinophoro spinosae</i> - <i>Ammophiletum arenariae</i> .	2120
Mes	Mosaico di <i>Echinophoro spinosae</i> - <i>Ammophiletum arenariae</i> - <i>Sileno coloratae</i> - <i>Vulpietum membranaceae</i> .	2120-2230
Mlr	Mosaico di comunità nemorali antropogeniche di latifoglie, di volta in volta dominate da <i>Populus</i> sp.pl., <i>Ulmus minor</i> , <i>Robinia pseudoacacia</i> , <i>Salix alba</i> - aggregato a <i>Rubus ulmifolius</i> .	
Mta	Mosaico di <i>Tortulo Scabiosetum</i> - arbusti xerofili	2130*
Mts	Mosaico di <i>Tortulo Scabiosetum</i> - <i>Sileno coloratae</i> - <i>Vulpietum membranaceae</i> .	2130*-2230
Pop	Popolamento con <i>Arundo donax</i> , <i>Eleagnus angustifolia</i> , <i>Tamarix gallica</i> , <i>Robinia pseudoacacia</i> e/o <i>Amorpha fruticosa</i> .	
Sac	<i>Salsolo kali</i> - <i>Cakiletum maritimae</i> .	1210
Siv	<i>Sileno coloratae</i> - <i>Vulpietum membranaceae</i> .	2230

Tab. 1. Variabili ambientali (tipologie vegetazionali) considerate; si evidenziano, riportando il codice Natura 2000, le fitocenosi ascrivibili ad habitat di cui all'Allegato I della Direttiva 92/43/CEE (* = habitat prioritario).

ambienti nemorali o comunque caratterizzati da sostenuta presenza di elementi arboreo-arbustivi. Al contrario si relazionano negativamente con la ricchezza della comunità ornitica la mancanza di un significativo strato arbustivo o arboreo-arbustivo, oppure la sola sparuta e frammentata presenza di isolati alberi o cespugli, spesso alloctoni, condizione tipica delle dune con ammoreto, eventualmente in mosaico con il *Malcolmietalia*. Si noti a proposito che un altro habitat che in condizioni "pure" manifesta assenza di strato arboreo ed arbustivo, il *Tortulo-Scabiosetum*, è risultato positivo per la ricchezza dell'avifauna unicamente laddove presente in mosaico con arbusti xerofili. Tali risultati devono comunque essere considerati con le dovute cautele, in quanto è noto che diversi fattori, non contemplati in tale studio, possono concorrere ad arricchire le ornitocenosi di un dato habitat, non solo la complessità strutturale dello stesso (Wiens, 1969).

In merito agli habitat di interesse comunitario dunali e retrodunali, contrariamente ad alcune fitocenosi non inquadrabili nell'ambito degli habitat di Natura 2000 (Aru, Cnl, Pop), si evidenzia una assenza di significatività, oppure un effetto negativo, nei confronti della ricchezza dell'ornitocenosi (Tab. 3). Solo il citato *Tortulo-Scabiose-*

Variabile	Parametro
Aggregato a <i>Rubus ulmifolius</i> .	1,43E-01*
Comunità nemorali antropogeniche di latifoglie, di volta in volta dominate da <i>Populus</i> sp.pl., <i>Ulmus minor</i> , <i>Robinia pseudoacacia</i> , <i>Salix alba</i> .	4,29E-01***
<i>Echinophoro spinosae</i> - <i>Ammophiletum arenariae</i> .	-2,69E-01*
Mosaico di <i>Echinophoro spinosae</i> - <i>Ammophiletum arenariae</i> - <i>Sileno coloratae</i> - <i>Vulpietum membranaceae</i> .	-1,48E-01**
Mosaico <i>Tortulo Scabiosetum</i> - arbusti xerofili.	1,49E-01**
Popolamento con <i>Arundo donax</i> , <i>Eleagnus angustifolia</i> , <i>Tamarix gallica</i> , <i>Robinia pseudoacacia</i> e/o <i>Amorpha fruticosa</i> .	2,31E+00**

Tab. 2. Variabili ambientali risultate significative per la ricchezza della comunità ornitica, con evidenziati i risultati del modello a effetti misti GLMM (significatività: 0 <***< 0.001 < ** < 0.01 * < 0.05).

Habitat Natura 2000	Codice Natura 2000	Significativo	Effetto sulla comunità
Dune con foreste di <i>Pinus pinea</i> e/o <i>Pinus pinaster</i> .	2270*	NO	
Dune mobili del cordone litorale con presenza di <i>Ammophila arenaria</i> (“dune bianche”).	2120	SI	-
Dune mobili del cordone litorale con presenza di <i>Ammophila arenaria</i> (“dune bianche”)/ Dune con prati dei <i>Malcolmietalia</i> .	2120-2230	SI	-
Dune con prati dei <i>Malcolmietalia</i> .	2230	NO	
Vegetazione annua delle linee di deposito marine.	1210	NO	
Dune costiere fisse a vegetazione erbacea (“dune grigie”)/Dune con prati dei <i>Malcolmietalia</i> .	2130*/2230	NO	
Dune costiere fisse a vegetazione erbacea (“dune grigie”)/ arbusti xerofili.	2130*/mosaico con habitat non Natura 2000	SI	+

Tab. 3. Habitat di interesse comunitario che hanno manifestato significatività (positiva o negativa) rispetto la ricchezza della comunità ornitica.

tum, (habitat prioritario 2130*), laddove comunque presente in mosaico con arbusti xerofili, ha manifestato effetto positivo sulla comunità ornitica.

CONCLUSIONI

I risultati ottenuti forniscono informazioni integrabili alla gestione del SIC/ZPS, individuando le fitocenosi che, pur non considerate habitat di interesse conservazionistico europeo, assumono importanza a livello ecosistemico locale, dimostrandosi importanti per l'avifauna, fattore che le rende dunque meritevoli di interventi di tutela, ripristino o ampliamento delle superfici interessate, compatibilmente alla necessità di favorire specie vegetali e fitocenosi indigene. Andrebbero dunque inco-

raggiati i rimboschimenti con specie arboreo-arbustive autoctone, in grado anche di sostituirsi ad altre formazioni nemorali analoghe dal punto di vista fisionomico ma a forte componente alloctona. Di pari passo dovrebbero essere destinate alcune superfici alla spontanea evoluzione delle vegetazione verso successioni a componente nemorale sempre più significativa, ovviamente dove tali pratiche non vadano a collidere con le esigenze di conservazione degli habitat di interesse comunitario dunali e retrodunali a vegetazione erbacea. Per quanto concerne l'habitat 2130*, laddove la componente data dagli arbusti xerofili non si manifesti troppo incisiva per la conservazione dell'integrità sul lungo termine dello stesso, gli elementi arboreo-arbustivi potrebbero venire mantenuti anziché sottoposti ad eradicazione, come spesso risulta invece auspicabile sotto un profilo conservazionistico puramente fitosociologico ed avulso da una visione ecosistemica di insieme. I risultati ottenuti incoraggiano l'attuazione di analoghe ricerche in altri siti SIC e/o ZPS, sottolineando come informazioni rilevanti possano essere ottenute dove vi sia una raccolta dati di campo georeferenziati con una elevata risoluzione, elaborati successivamente con idonee tecniche statistiche.

Ringraziamenti. Si ringrazia LIPU/BirdLife Italia e il Comune di Venezia per aver concesso l'utilizzo dei dati, afferenti ai monitoraggi annuali dell'avifauna dell'Oasi LIPU Ca' Roman. Un ringraziamento particolare all'Osservatorio Naturalistico della Laguna per il materiale gentilmente concesso e a Davide Pettenò per l'aiuto fornito.

Summary

Relationship between bird species community and vegetation in the SIC and ZPS IT3250023 "Lido di Venezia: biotopi litoranei"

Understanding the relationships between bird species diversity and vegetation is central to the development of predictive conservation science. The present study aims to determine the role of vegetation types in determining bird diversity at a coastal site in North-Eastern Italy. The study area is part of the Natura 2000 network. Fine scale vegetation data were related to bird species richness using a Generalized Linear Mixed Model. Bird species richness was strongly associated with vegetation. Bird species richness showed a positive relationship with more structured plant communities and negative relationship with simplified plant communities. Our study indicates that conservation practitioners, willing to preserve as many bird species as possible, should focus on restoring or conserving structured plant communities.

BIBLIOGRAFIA

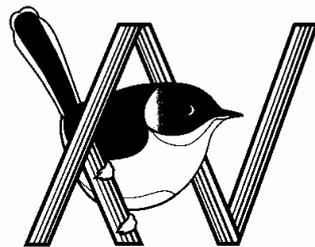
- Cody M.L., 1975. Towards a theory of continental species diversity: bird distribution over Mediterranean habitat gradients. In: Cody M.L., Diamond J.M. (Eds.). Ecology and evolution of communities. Belknap Press. Cambridge, MA: 214-257 .

- Gibbons D. W., Hill D., Sutherland W.J., 1996. Birds. In: Ecological census techniques: a handbook. Sutherland W.J. (eds.). Cambridge University Press, Cambridge, U.K.: 227-259.
- Gregory R.D., Gibbons D.W., Donald P.F., 2004. Bird census and survey techniques. In: Sutherland W.J., Newton I., Green R.E. (eds), Bird Ecology and Conservation, A Handbook of Techniques. Oxford University Press, pp. 17-55.
- MacArthur R.H. & MacArthur W.J., 1961. On bird species diversity. *Ecology* 42: 594-598.
- MacArthur R.H., Recher H., Cody M., 1966. On the relation between habitat selection and bird species diversity. *American Naturalist* 100: 319-322.
- Recher H., 1969. Bird species diversity and habitat diversity in Australia and North America. *American Naturalist* 103: 75-80.
- Romprè G., Robinson D.W., Desrochers A., Angehr G., 2007. Environmental correlates of avian diversity in lowland Panama rain forest. *Journal of Biogeography* 34 (5): 802-815.
- Wiens J.A., 1989. The ecology of bird communities. Vol. 1 - Foundation and patterns. Cambridge University Press. Cambridge.

Workshop

AVIFAUNA, FLORA E VEGETAZIONE

POSTER



ABITUDINI ALIMENTARI DI *Tyto alba* LEGATE ALL'USO DEL SUOLO

ENRICO BELLIA⁽¹⁾, FABIO GRILLO⁽¹⁾, MAURIZIO SARÀ⁽¹⁾ & ROSARIO MASCARA⁽²⁾

⁽¹⁾ *Dipartimento di Biologia Animale – Via Archirafi, 18 – 90123 Palermo*
(mausar@unipa.it) (bellia@unipa.it)

⁽²⁾ *Fondo siciliano per la Natura – Via Popolo, 6 – I-93015 Niscemi (CL) (wmasca@tin.it)*

Il Barbagianni *Tyto alba* è una specie tipica di zone coltivate aperte, di steppa pascolata e brughiere. Ha uno stato di conservazione sfavorevole (SPEC 3), a causa del trend negativo della popolazione, con pesanti declini locali soprattutto in Nord Europa. La sua caratteristica di essere pressoché sedentario, e quindi molto legato al sito di nidificazione all'interno di tutto il suo ciclo biologico, lo ha reso un ottimo candidato per un monitoraggio ambientale della piana di Gela (Caltanissetta, Sicilia). In quest'area la popolazione di Barbagianni vive in un complesso mosaico di ambienti scarsamente naturali, dominati soprattutto da monoculture sempre più intensive e irrigue (frutteti, vigneti, oliveti, carciofeti, grano ed altre coltivazioni). Questo studio si propone di rilevare le abitudini alimentari legate all'uso del suolo.

Lo studio è stato condotto nella Piana di Gela (Caltanissetta, Sicilia, 37°12'N, 14°32'E, 50 m slm). Quest'area è un'estesa pianura della zona sud-orientale della Sicilia, caratterizzata morfologicamente da piccoli pendii collinari e pochi rilievi e calanchi. Le aree più interne sono caratterizzate da un ambiente pseudo-steppico in cui predominano colture cerealicole (grano, avena, leguminose foraggere) e carciofeti, frammisti a puntiformi colture arboricole (uliveti, mandorleti, vigneti), aree di incolto, gariga e piccole aree naturali relegate lungo i corsi d'acqua (canneti, tamericeti). Quasi tutta la piana ricade all'interno di una vasta ZPS (17873 ha), in cui sono inclusi due SIC. All'interno dell'area sono stati ricercati i siti di Barbagianni: di tutti quelli individuati ne sono stati scelti 8, caratterizzati da una continua utilizzazione durante tutto il periodo di studio, scartando quelli abbandonati o usati solo periodicamente. Il Barbagianni, è stato scelto per le sue caratteristiche di predatore opportunisto e generalista, la cui nicchia trofica è ben conosciuta in Italia (Contoli, 1976 e 1981) e si basa essenzialmente sul consumo di piccoli roditori, cui si associa la predazione, in minor misura, di grossi invertebrati, anfibi, rettili e piccoli uccelli (Goodman & Langrand, 1993; Goodman et al., 1993; Rasoloarison et al., 1995). Il periodo di raccolta delle borre si è protratto tra giugno 2007 e giugno 2008, con una cadenza stagionale. All'interno di ogni sito sono state raccolte un totale di almeno 35 borre per ogni sessione di campionamento, quantità standard ottenuta in base al calcolo della curva di accumulazione delle specie-preda attraverso l'equazione di Clench (Moreno & Halfpeter, 2000).

Per le analisi statistiche dell'ANOVA delle frequenze e dell'analisi delle corrispon-

denze (AC) è stato utilizzato il software Statistica 8.0 per il calcolo del multidimensional scaling (MSD) il software Primer 4.0.

La MSD ha permesso di raggruppare significativamente (Stress = 0,01) in base all'uso del suolo, gli 8 siti in 4 tipologie con fisionomia ambientale comune: Cerealicolo (A), Carciofeto (B), Ambiente umido (C), Mosaico di incolto e coltivo (D). Dai dati della predazione, registrati attraverso l'apertura delle borre, con il test dell'ANOVA la classe dei mammiferi risulta significativamente differente dalle altre ($F = 11190,3$ $p < 0,001$). Dividendo il totale delle prede della classe Mammiferi nelle 4 tipologie di uso del suolo; il Ratto *Rattus rattus* ($F = 4,245$ $p = 0,011$) e l'Arvicola di Savi *Microtus savii* ($F = 6,934$ $p = 0,001$), hanno mostrato una frequenza di predazione statisticamente significativa al test dell'ANOVA, diversamente dal Mustiolo *Suncus etruscus*, del Topo selvatico *Apodemus sylvaticus*, del Topo domestico *Mus musculus* e della Crocidura di Sicilia *Crocidura sicula*. Tuttavia, mediante l'analisi delle corrispondenze (AC, cfr. Fig. 1), condotta sulle frequenze delle prede nelle 4 tipologie, si nota come il Ratto e l'Arvicola di Savi siano inquadrati in due contesti ambientali diversi. La predazione dell'Arvicola di Savi avviene in maggior frequenza nello spazio fattoriale corrispondente al Carciofeto, mentre il Ratto non è inquadrabile immediatamente in una tipologia, essendo predato ovunque, seppur con una frequenza relativamente maggiore in ambiente umido. La predazione del Mustiolo avviene maggiormente nei mosaici colturali, mentre il Topo selvatico, il Topo domestico e la Crocidura risultano più predate in ambiente cerealicolo.

In conclusione, la più importante risorsa trofica del Barbagianni nella piana di Gela è formata dai micromammiferi, sia in termini di biomassa che di frequenza nume-

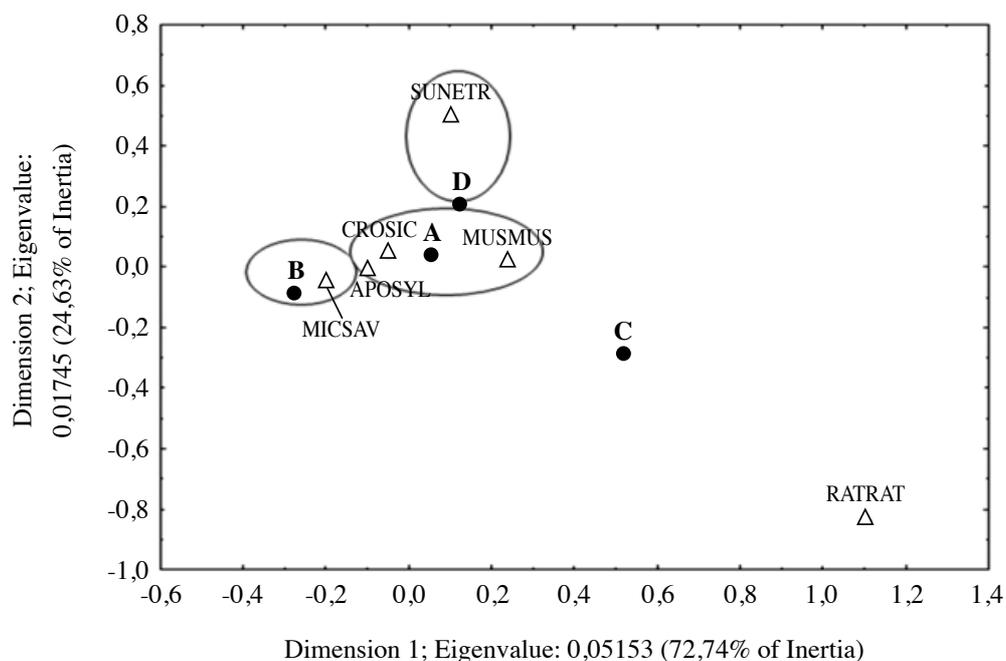


Fig. 1. Analisi delle corrispondenze tra tipologie ambientali e specie predate dal barbagianni.

rica, mentre le altre classi di vertebrati sono predate in modo trascurabile e qui non discusse. L'analisi statistica ha inoltre mostrato come ci sia un legame specifico tra alcune prede e l'uso del suolo dominante nel raggio di 1 km intorno al sito. Ulteriori indagini, in corso sul successo riproduttivo del Barbagianni negli 8 siti, potranno chiarire in maniera più specifica i rapporti preda-predatore nell'area di studio; in modo da avere indicazioni sugli usi del suolo ottimali per la tutela di questo rapace notturno con stato di conservazione sfavorevole.

Ringraziamenti. Si ringrazia per l'aiuto il Dott. Marco Milazzo nelle analisi statistiche e il Dott. Andrea Milazzo nella raccolta dei dati sia sul campo che in laboratorio.

Summary

Foraging behavior of *Tyto alba* related to land-use

Barn Owl is a common bird of open and rural landscapes. It has an unfavourable status of conservation (SPEC 3) in several European areas. This owl species is a good bio-indicator and was therefore chosen as target species to monitor the habitat quality of the Gela Plain (Caltanissetta, Sicily). This preliminary report deals with aspect of predation of pairs living in 8 sites grouped by MDS in 4 land use classes (artichoke fields, cereal, humid, mosaic). Small mammals are the most important class of prey. We also identified specific prey species consumed by Barn Owls in each land use class: (Fig. 1): for instance *Suncus etruscus* peaks in mosaics (D) whereas *Microtus savii* in artichoke fields (B).

BIBLIOGRAFIA

- Contoli L., 1976. Predazione di *Tyto alba* su micromammiferi e valutazioni sullo stato dell'ambiente. VI Simp. Naz. Conserv. Natura, Ist. Zool. Univ. Bari, a cura di L. Scalera Liaci; 229-243; Cacucci ed., Bari.
- Contoli L., 1981. Ruolo dei micromammiferi nella nicchia trofica del Barbagianni *Tyto alba* nell'Italia centro-meridionale. *Avocetta*, Parma, 5: 49-64.
- Goodman, S.M., Langrand, O., 1993. Food habits of the Barn Owl (*Tyto alba*) and the Madagascar Long-eared Owl (*Asio madagascariensis*) on Madagascar: adaptation to a changing environment. *Annales Muséum Royal del'Afrique Centrale (Zoologie)* 268: 147-153.
- Goodman, S.M., Langrand, O., Raxworthy, C.J., 1993. The food habits of the Barn Owl *Tyto alba* at three sites on Madagascar. *Ostrich* 64: 160-171.
- Moreno, C.E., Halfpeter, G., 2000. Assessing the completeness of bat biodiversity using species accumulation curves. *Journal of Applied Ecology* 37: 149-158.
- Rasoloarison, R.M., Rasolonandrasana, B.P.N., Ganzhorn, J.U., Goodman, S.M., 1995. Predation on vertebrates in the Kirindy Forest, western Madagascar. *Ecotropica* 1: 59-65.

**COMUNITÀ DI UCCELLI NIDIFICANTI NELLE FAGGETE
DEL P. N. D'ABRUZZO, LAZIO E MOLISE.
CONFRONTO TRA I DATI 1987 E 2006**

MAURO BERNONI

Via delle rose 26/A – 00062 Bracciano RM (mbernoni@inwind.it)

Il valore ornitologico delle faggete del Parco Nazionale d'Abruzzo, Lazio e Molise (PNALM) è stato messo in rilievo da numerose ricerche quantitative (Farina 1980; Bernoni 1988) che hanno evidenziato l'importanza delle popolazioni nidificanti di Balia dal collare *Ficedula albicollis* e Picchio dorsobianco *Dendrocopus leucotos*, entrambe inserite nella Direttiva Uccelli (79/409/CEE) e sicuramente tra le più importanti in Italia, oltre alla presenza di Picchio rosso mezzano *D. medius* e numerose altre specie indicatrici della qualità ambientale e della biodiversità degli ambienti boschivi appenninici (Rampichino alpestre *Certhia familiaris*, Luì verde *Phylloscopus sibilatrix*, Codiroso *Phoenicurus phoenicurus*, Picchio rosso minore *D. minor*). Circa 25000 dei 50000 ha di superficie del PNALM sono occupati da faggete che costituiscono uno dei complessi forestali meglio conservati del paese, in continuità con ampi complessi boschivi appenninici. Lo stato di conservazione dei boschi è decisamente buono: si tratta in massima parte di faggete d'alto fusto. Lo sfruttamento forestale è ancora praticato, ma certamente l'intensità dello stesso è diminuita ed il modesto impatto sulle comunità ornitiche di questa gestione è stato misurato (Bernoni 1991); le norme di salvaguardia consentono limitati tagli di selezione, da decenni

	1987	2006	Differenza %
Numero di specie rilevate	39	38	-2,56
Somma del numero di specie dominanti ($\pi \geq 0,05$) e subdominanti ($0,05 < \pi \leq 0,02$)	17	18	+5,88
% di non - passeriformes	3,1	3,9	+25,81
Valore complessivo IKA (contatti x Km)	33,19	33,59	+1,21
Valore Complessivo della densità (coppie x 10 ha)	20,63	22,00	+6,64
Biomassa bruta	1133,6	1209,0	+6,65
Biomassa consumante (gr x 10 ha; Salt, 1957)	366,1	393,9	+7,58
Diversità (H' ; Shannon, 1963)	2,69	2,63	-2,23
Equipartizione ($H/H \max.$; Lloyd e Ghelardi, 1964)	0,734	0,722	-1,63
Indice di Somiglianza quantitativo di Blondel (Daget in Blondel 1976) calcolato sui valori di proporzione (π) dell' IKA 1987 e 2006		0,979	

Tab. 1. Principali parametri della comunità ornitica rilevati nel 1987 e nel 2006 e confronto percentuale tra i dati.

	IKA	Pi	IKA	Pi	Densità	Pi	Densità	Pi
	1987		2006		1987		2006	
Fringuello	5,229	0,158	6,014	0,179	4,332	0,210	4,855	0,221
Luì piccolo	2,754	0,083	1,499	0,045	1,485	0,072	0,959	0,044
Capinera	2,357	0,071	1,798	0,053	1,537	0,074	1,279	0,058
Cinciarella	2,295	0,069	1,936	0,058	2,053	0,099	1,909	0,087
Pettiroso	2,125	0,064	2,218	0,066	1,320	0,064	1,678	0,076
Cincia mora	2,032	0,061	1,618	0,048	1,124	0,054	1,164	0,053
Tordo bottaccio	1,769	0,053	1,664	0,049	0,570	0,028	0,614	0,028
Picchio muratore	1,532	0,046	1,982	0,059	0,774	0,037	1,273	0,058
Balia dal collare	1,346	0,041	2,068	0,062	1,176	0,057	0,939	0,043
Cuculo	1,196	0,036	0,955	0,028	0,150	0,007	0,123	0,006
Luì verde	1,135	0,034	2,136	0,064	0,846	0,041	1,600	0,073
Scricciolo	1,124	0,034	1,928	0,057	0,691	0,033	0,899	0,041
Cincia bigia	1,119	0,034	0,691	0,021	0,732	0,035	0,582	0,026
Rampichino alpestre	1,109	0,033	0,818	0,024	0,835	0,040	0,455	0,021
Cinciallegra	1,073	0,032	1,382	0,041	0,640	0,031	1,418	0,064
Colombaccio	0,975	0,029	0,764	0,023	0,209	0,010	0,236	0,011
Fiorrancino	0,928	0,028	0,727	0,022	0,681	0,033	0,618	0,028
Merlo	0,645	0,019	1,236	0,037	0,307	0,015	0,436	0,020
Picchio dorsobianco	0,464	0,014	0,582	0,017	0,147	0,007	0,218	0,010
Codirosso	0,392	0,012	0,445	0,013	0,144	0,007	0,164	0,007
Ciuffolotto	0,376	0,011	0,040	0,001	0,217	0,010	0,020	0,001
Ghiandaia	0,366	0,011	0,209	0,001	0,155	0,007	0,100	0,005
Tordela	0,258	0,008	0,227	0,007	0,129	0,006	0,114	0,005
Upupa	0,124	0,004	0,060	0,002	0,044	0,002	0,020	0,001
Totale	33,192		33,586		20,634		22,003	

Tab. 2. Valori dell' IKA (contatti/km; Ferry e Frochot 1958) e della densità (coppie x 10 ha) rilevati nelle due visite del 1987 e 2007 e relativa proporzione (pi). Sono indicate solo le specie con valore dell' IKA > 0,1 contatti/km.

vengono risparmiare le piante mature ed ampie zone sono tutelate da riserve integrali. Allo scopo di ottenere dati quantitativi comprendenti anche valori di densità e di biomassa e considerata la relativa omogeneità ambientale delle faggete, nel 1987 era stato scelto il metodo del transetto (Jarvinen e Vaisanen, 1975) con un limite di 25 m per lato per le specie di piccole dimensioni e di 100 m per lato per Cuculidi, Picidi, Columbiformi ed alcuni Turdidi. Tale scelta metodologica è stata confermata nel 2006. Anche l'inizio dei rilevamenti ha rispettato le date del 1987 allo scopo di ottenere la massima confrontabilità dei dati. (I visita tra il 23 aprile ed il 21 maggio, II visita tra il 27 maggio ed il 28 giugno). Sono state realizzate 446 unità di 15 min nel 1987 e 216 nel 2006. L' utilizzo del GPS ha consentito di definire con maggiore precisione i percorsi realizzati.

La tabella 1 mostra il confronto tra i principali parametri della comunità nidificante con la relativa variazione percentuale. L'analisi di questo ultimo dato evidenzia variazioni estremamente modeste, con la sola eccezione della percentuale di non passeriformi (+25,8%), probabilmente influenzata dalla piccola dimensione del dato.

La tabella 2 confronta i valori IKA e di densità rilevati nei due anni e le relative proporzioni (π). Si osserva immediatamente che le specie dominanti sono relativamente stabili (una sola specie in più tra subdominanti e dominanti tra il 1987 ed il 2006 nel dato relativo all' IKA). Gli andamenti numerici appaiono in deciso incremento (densità > 20%) per 7 specie: Pettirosso *Erithacus rubecula*, Luì verde, Cinciallegra *Parus major*, Picchio muratore *Sitta europea*, Scricciolo *Troglodytes troglodytes*, Merlo *Turdus merula*, Picchio dorsobianco, confermati dal dato IKA.

5 specie (Luì piccolo *P. collybita*, Balia dal collare, Cincia bigia *Parus palustris*, Rampichino alpestre e Ghiandaia *Garrulus glandarius*) risultano al contrario in significativa diminuzione (densità < 20%); per quattro di queste, esclusa dunque la Balia dal collare, i dati IKA confermano il risultato.

Ringraziamenti. Ricerca realizzata con il finanziamento dell' Ente Parco Nazionale d' Abruzzo, Lazio e Molise - Via S. Lucia, 67032 Pescasseroli (AQ).

Summary

The breeding bird community of the beech forests of the Abruzzo, Lazio and Molise National Park: a comparison between 1987 and 2006 data

BIBLIOGRAFIA

- Bernoni M., 1988. L'avifauna delle faggete del Parco Nazionale d'Abruzzo. PNALM. Relazione interna non pubbl. 113 pp.
- Bernoni M., 1991, L'impatto dei tagli boschivi con criteri naturalistici sulle comunità di uccelli delle faggete del Parco Nazionale d'Abruzzo. Atti VI Convegno Italiano Ornitologia. Torino: 565-566.
- Blondel, J., 1976. L'influence des reboisements sur les communautes d'oiseaux, l'exemple du Mont Ventoux. Ann.Sci.Forest., 33:221-245.
- Bruno, F., Bazzichelli, G., 1966. Note illustrative alla carta della vegetazione del Parco Nazionale d'Abruzzo (scala 1:25.000). Progetto di conservazione geobotanico. Annali di Botanica 28: 739-780.
- Farina, A., 1980. Effects of the forest exploitation on the beechwood birds of the southern Apennines. Avocetta 4: 141-145.
- Ferry C., Frochot B., 1958. Une methode pour denombrier les oiseaux necheurs. La terre et la Vie 26: 85-102.
- Jarvinen O., Vaisanen R. A., 1975. Estimatin relative desity of the breeding birds by the line transect method. Oikos 26; 316-322.
- Lloyd, M., Ghelardi, R.J., 1964. A table for calculating the equitability component of species diversity. Animal Ecology 33: 217-225.
- Salt, G.W., 1957. An analysis of avifaunas in the Teton Mountains and Jackson Hole, Wyoming. Condor, 59:373-393.
- Shannon, C.E., Weaver, W., 1963. Methematical theory of communication. University of Illinois Press, Urbana.
- Turcek, F.J., 1956. Zur Frage der Dominanze in der Vogelpopulaszionen. Waldhygiene 8:248-257.

DATI PRELIMINARI SULL'AVIFAUNA NIDIFICANTE NELLE FAGGETE DEL P.N. GRAN SASSO E MONTI DELLA LAGA

MAURO BERNONI⁽¹⁾, CARLO ARTESE⁽²⁾ & FEDERICO STRIGLIONI⁽²⁾

⁽¹⁾ Via delle rose, 26a – 00062 Bracciano (RM) (mbernoni@inwind.it)

⁽²⁾ Parco Nazionale del Gran Sasso e Monti della Laga – Via del Convento – 67100 Assergi, L'Aquila (ente@gransassolagapark.it)

La grande estensione boschiva del versante orientale e settentrionale del Parco Nazionale del Gran Sasso e Monti della Laga non era stata fino ad oggi indagata attraverso un monitoraggio sistematico dell' avifauna, ma conosciuta solo attraverso rilievi occasionali. Le segnalazioni pregresse della Balia dal collare *Ficedula albicollis*, del Picchio rosso mezzano *Dendrocopus medius* e del Picchio dorsobianco *D. leucotos* confermano l' interesse ornitologico delle faggete dell' area e suggeriscono la necessità di approfondire i livelli di conoscenza quantitativi.

Il metodo utilizzato è stato quello del transetto, utilizzato in una serie di 46 giornate di lavoro sul campo tra il 2008 ed il 2009, realizzando 649 unità di rilevamento di 15' ciascuna. In considerazione della diversa fenologia delle specie ed in accordo con le metodologie che prevedono una doppia serie di visite (Blondel et al., 1970) i dati quantitativi sono stati calcolati distinguendo due periodi, 29 marzo - 11 maggio per la prima visita (313 unità) e 16 maggio - 25 giugno (336 unità) per la seconda, utilizzando il valore più elevato dei due set di dati.

Complessivamente (Tab. 1) sono state rilevate 36 specie delle quali soltanto 6 dominanti ($\pi \geq 0,05$; Turcek, 1956) e 9 subdominanti ($0,02 < \pi < 0,05$). Queste 16 specie rappresentano il 90% degli individui rilevati. Questo dato conferma la scarsa diversità della comunità ornitica nidificante in faggeta, rispetto a quella di altre tipologie boschive. In totale la percentuale di non passeriformi risultata è stata del 5,3%; il numero medio di contatti per unità di transetto 17,27 mentre il numero medio di specie per transetto 10,78. L'indice di diversità di Shannon totale è stato di 2,85 (Shannon, 1963), quello di Equiripartizione di 0,79 (Lloyd e Ghepard, 1964).

I valori di dominanza più elevati sono quelli relativi al Fringuello *Fringilla coelebs* e Pettiroso *Erithacus rubecula*, in accordo con le precedenti indagini sulle faggete d' alto fusto condotte nel PNALM, R.N. Zompo Lo Schioppo e P.N. Velino-Sirenite (Bernoni, 1988, 1997, 1997b). Queste due specie sono risultate presenti in oltre il 90% delle unità di transetto realizzate e da sole costituiscono il 30% dei contatti. Per quanto riguarda la presenza di specie significative sul piano ambientale sono da segnalare la Balia dal collare ed il Rampichino alpestre *Certhia familiaris*, associate entrambe a strutture mature e con preferenza per quote tipicamente montane, rilevate con frequenze prossime al valore di subdominanza. Molto più basse sono risultate le frequenze del Picchio rosso minore *D. minor*, presente solo in 29 unità e del Pic-

		Contatti x unità	Pi	Frequenza sul totale delle unità
1	Fringuello	3,083	0,1785	0,958
2	Pettiroso	2,122	0,1229	0,902
3	Capinera	1,432	0,0829	0,789
4	Scricciolo	0,984	0,0570	0,640
5	Lù piccolo	0,970	0,0562	0,574
6	Picchio muratore	0,925	0,0536	0,594
7	Lù verde	0,827	0,0479	0,524
8	Cinciallegra	0,807	0,0467	0,610
9	Tordo bottaccio	0,768	0,0445	0,571
10	Cincia mora	0,733	0,0425	0,565
11	Cinciarella	0,655	0,0379	0,502
12	Tordela	0,588	0,0340	0,534
13	Cincia bigia	0,585	0,0339	0,479
14	Fiorrancino	0,536	0,0310	0,378
15	Cuculo	0,469	0,0271	0,432
16	Balia dal collare	0,342	0,0198	0,256
17	Merlo	0,310	0,0179	0,292
18	Rampichino alpestre	0,297	0,0172	0,243
19	Colombaccio	0,212	0,0123	0,195
20	Picchio rosso maggiore	0,133	0,0077	0,144
21	Rampichino	0,118	0,0068	0,110
22	Ghiandaia	0,099	0,0057	0,169
23	Codiroso	0,068	0,0040	0,060
24	Picchio rosso minore	0,058	0,0033	0,093
25	Prispolone	0,029	0,0017	0,026
26	Picchio dorsobianco	0,027	0,0016	0,026
27	Passera scopaiola	0,024	0,0014	0,026
28	Lù bianco	0,019	0,0011	0,019
29	Ciuffolotto	0,016	0,0009	0,024
30	Verdone	0,010	0,0006	0,006
31	Codibugnolo	0,006	0,0004	0,013
32	Zigolo giallo	0,006	0,0003	0,006
33	Poiana	0,005	0,0003	0,010
34	Picchio verde	0,004	0,0003	0,006
35	Upupa	0,003	0,0002	0,003
36	Astore	0,002	0,0001	0,003
	TOTALE	17,270		10,779

Tab. 1. Numero di contatti per unità di rilevamento (15') e relativa frequenza (pi), e frequenza della specie sul totale delle unità rilevate.

chio dorsobianco (8 unità); quest' ultima specie era segnalata solo come accidentale sul massiccio del Gran Sasso, essendo stata rilevata in una sola occasione al di fuori del periodo riproduttivo (4 gennaio 2006, Artese comm. pers.).

Se si analizzano i dati suddivisi per aree i risultati confermano il notevole valore ornitologico del territorio, caratterizzato dalla presenza di due specie in Direttiva Uc-

celli, il Picchio dorsobianco (2 aree) e la Balia del collare (18 aree), oltre al Rampichino alpestre (21 aree) e il Picchio rosso minore (15 aree). Di un certo rilievo appaiono gli indici di presenza di Picchio muratore *Sitta europea* e Lù verde *Phylloscopus sibilatrix*, specie forestali associate a strutture di alto fusto, meno esigenti delle precedenti, ma comunque indicatrici di stadi evoluti delle comunità boschive, prossimi al valore di dominanza ($\pi=0,05$). Non è stato rinvenuto invece il Picchio rosso mezzano, segnalato negli anni '50 da Di Carlo ed osservato nel 1993 (Bernoni in Legambiente 1995) sui M.ti della Laga e da Gino Damiani (Artese ex verbis) nel 2006 in Val d' Angri (Gran Sasso). A questo proposito si segnala che nell' ambito del Progetto Atlante del P.N. Gran Sasso e Monti della Laga nel 2009 la specie è stata segnalata in due aree, nel settore S. Gerbone e Bosco Martese (Laga), da Jacopo Angelici, settori peraltro visitati senza esito nel 2008.

La prima conferma della presenza del Picchio dorsobianco in periodo riproduttivo, sul versante nord-orientale del Gran Sasso, localizzato in due diversi settori distanti tra loro circa 5 km, con coppie in atteggiamento territoriale, suggerisce la presenza di un piccolo nucleo nidificante ed inserisce un nuovo elemento nella conoscenza della distribuzione della specie, sconosciuta in Italia fino agli anni '60 e successivamente reperita in quasi tutti i massicci montuosi dell' Appennino centrale (Bernoni, 1999).

Ringraziamenti. Ricerca finanziata dall'Ente Parco Nazionale del Gran Sasso e Monti della Laga.

Summary

Preliminary data on the breeding bird community of the Gran Sasso and Monti della Laga National Park

BIBLIOGRAFIA

- Bernoni M., 1988. L'avifauna delle faggete del Parco Nazionale d' Abruzzo. PNALM. Relazione interna non pubbl. 113 pp.
- Bernoni M., 1997. Indagine sulla presenza del Picchio dorsobianco e sulla comunità di uccelli nidificante nelle faggete del Parco Naturale Velino-Sirente. WWF Abruzzo. Relaz. Interna non pubbl., 25 pp.
- Bernoni M., 1997b. Comunità di uccelli e gestione della foresta nelle faggete della R.N. "Zompo Lo Schioppo" - Monti Ernici. Relaz. Interna non pubbl. , 28 pp.
- Bernoni M., 1999. Lo status del Picchio dorsobianco *Picoides leucotos* in Italia centrale: nuove scoperte e prospettive di conservazione. Avocetta, 23: 103.
- Blondel, J., Frochot, B., Ferry, C., 1970. La methode des Indices Ponctuels d'Abondance (I.P.A.) ou des releves d'avifaune per "station d'ecoute". Alauda 38:55-71.
- Legambiente, 1995. Siti di interesse comunitario nei nuovi P.N. dell' Appennino centrale. Rapporto Finale. Relaz. Interna non pubbl. 266 pp.
- Lloyd, M., Ghelardi, R.J., 1964. A table for calculating the equitability component of species diversity. Animal Ecology 33: 217-225.
- Shannon, C.E., Weaver, W., 1963. Mathematical theory of communication. University of Illinois Press, Urbana.
- Turcek, F.J., 1956. Zur Frage der Dominanze in der Vogelpopulationen. Waldhygiene 8:248-257.

**SEGREGAZIONE VERTICALE NEL FRUGIVORISMO
AUTUNNALE DELL'OCCHIOCOTTO *Sylvia melanocephala*
E DELLA CAPINERA *Sylvia atricapilla* IN UN'AREA COSTIERA
DEL LAZIO MERIDIONALE**

AMALIA CASTALDI & GASPARE GUERRIERI

*GAROL (Gruppo Attività Ricerche Ornitologiche del Litorale) – Via Villabassa, 45 – 00124 Roma
(g.guerrieri@mclink.it)*

In periodo riproduttivo l'Occhiocotto *Sylvia melanocephala* e la Capinera *Sylvia atricapilla* tendono a segregarsi rispetto all'altezza della vegetazione, nidificando la prima specie in ambienti di macchia e di gariga, la seconda più spesso in ambienti boschivi (Massa, 1981; Cody, 1985). In autunno-inverno nel Lazio costiero, come in altre regioni mediterranee (Herrera, 1988), le due silvie utilizzano con regolarità le fruttificazioni della macchia, dipendendo consumo e frequenza d'uso dei frutti dalla disponibilità e dalla dominanza delle essenze vegetali (Guerrieri & Castaldi, 1998). *Pistacia lentiscus*, ovunque molto abbondante, viene utilizzata negli stessi ambienti in quantità non diversa (Castaldi & Guerrieri, 2006), facendo supporre che possano esistere delle strategie di controllo della competizione. Nel contributo vengono indagate le scelte spaziali delle due specie durante il prelievo di frutti, in autunno, in un'area di presenza delle due specie.

L'indagine è stata effettuata sul Monte Giusto (Monti Ausoni, LT) ad una altitudine di 350 m s.l.m., su una superficie di 320 ha. L'area si caratterizza per la presenza di estese formazioni di macchia mediterranea interrotte da appezzamenti agricoli.

Nell'autunno del 2006, dalle 8 alle 13, è stata registrata l'altezza alla quale l'Occhiocotto e la Capinera prelevavano frutti da arbusti di *Pistacia lentiscus*. I rilievi sono stati effettuati lungo sterrate da un'auto in sosta ad una distanza di 6-8 m dall'arbusto prescelto (per dettagli sui metodi vedasi Castaldi e Guerrieri, 2006). I rilievi sono stati eseguiti su 9 diversi arbusti aventi altezza variabile da 1 a 5 m, diversificandosi, ciascuno, per un incremento di altezza di 0.5 m. Su ogni pianta sono state effettuate 4 ore di osservazione suddivise in turni di 20 minuti. Per stabilire quale fosse l'altezza di prelievo di un frutto, a margine dell'arbusto veniva sistemata un'asta graduata lungo la quale era stato applicato ogni 0.5 m un riferimento. Le osservazioni sono state cumulate all'interno di fasce aventi altezza di 0.5 m (10 fasce). I confronti tra fasce sono stati eseguiti mediante test del χ^2 , mentre le relazioni esistenti tra altezza della pianta e del prelievo alimentare sono state effettuate mediante correlazione non parametrica di Spearman.

Sull'arbusto di 1 m di altezza, in fruttificazione da 0.4 a 0.8 m, si è alimentato solo l'Occhiocotto, mentre su quello di 1.5 m, in fruttificazione da 0.4 a 1.2 m, sono stati osservati 71 eventi di alimentazione per l'Occhiocotto e 5 eventi per la Capinera

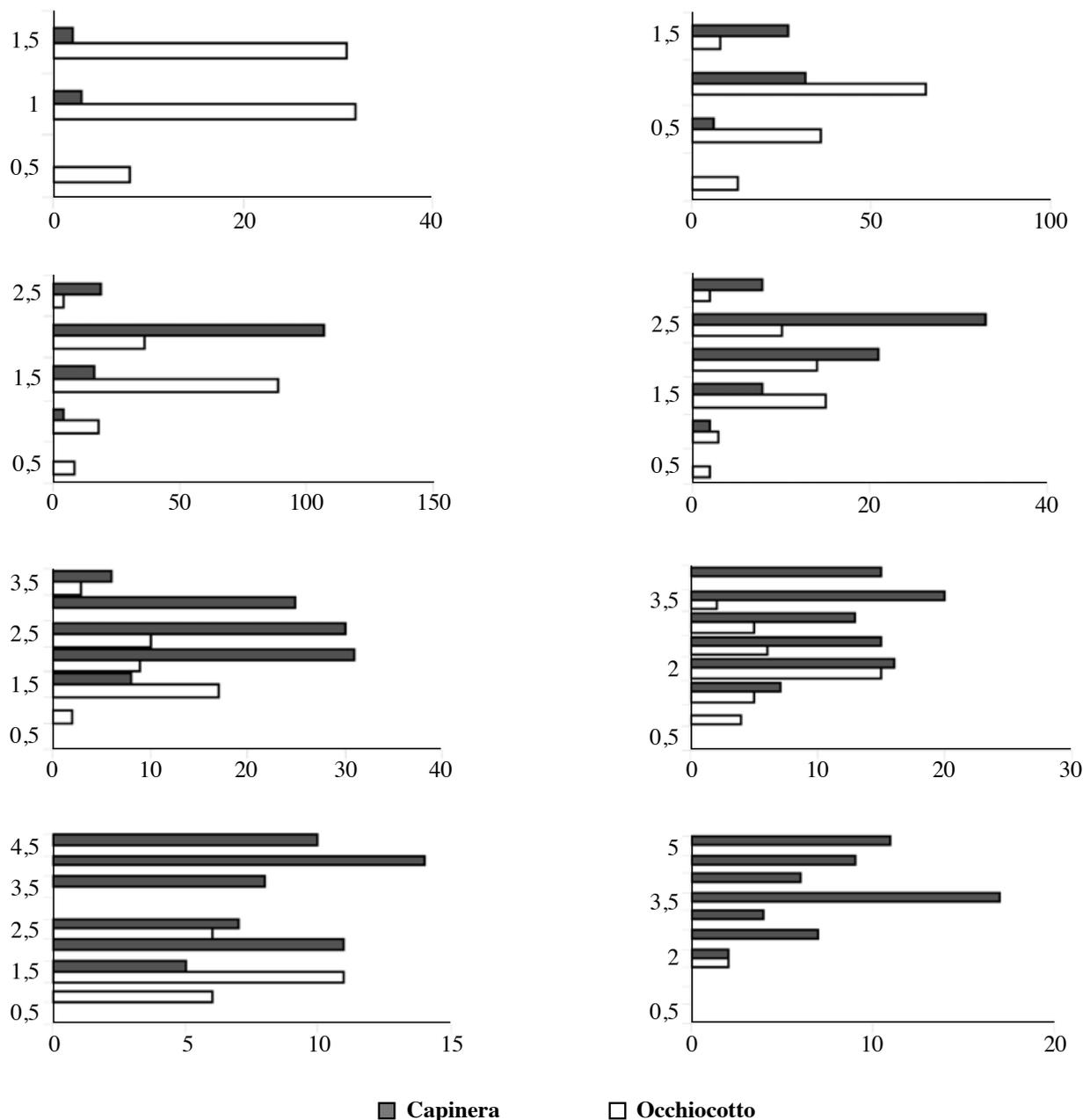


Fig. 1. Prelievo di frutti di *Pistacia lentiscus* da parte dell'Occhiocotto e della Capinera su arbusti di altezza compresa tra 1,5 e 5 m (incremento 0,5 m). In ascisse è riportato il numero di prelievi e in ordinate le classi di altezza della pianta (Monti Ausoni, novembre e dicembre 2006).

(Fig. 1). Sull'arbusto di 2 m, in fruttificazione da 0,4 a 1,7 m: 122 eventi di alimentazione per l'Occhiocotto e 65 per la Capinera con frequenze di utilizzo diverse nelle 3 fasce di altezza comprese tra 0,5 e 2 m ($\chi^2_2 = 34,0$, $P < 0,001$). Sull'arbusto di 2,5 m, in fruttificazione da 0,4 a 2,3 m, sono stati osservati 156 eventi di alimentazione per l'Occhiocotto e 146 per la Capinera. L'utilizzo nelle fasce di altezza comprese tra 1 e 2 m è diverso ($\chi^2_1 = 86,0$, $P < 0,0001$). In arbusti aventi altezza di 3, 3,5 e 4 m, in fruttificazione da 0,4 a 3,7 m, il numero di eventi per la Capinera era maggiore di quello

per l'Occhiocotto e le frequenze di utilizzo nelle varie fasce di altezza erano significativamente diverse (arbusto di 3 m e fasce di altezza comprese tra 1 e 2.5 m: $\chi^2_2 = 11.2$, $P < 0.01$; arbusto di 3.5 m e fasce di altezza comprese tra 1 e 2.5 m: $\chi^2_2 = 16.5$, $P < 0.01$; arbusto di 4 m e fasce di altezza comprese tra 1 e 3 m: $\chi^2_3 = 8.8$, $P < 0.05$). Sull'arbusto di 4.5 m, in fruttificazione da 0.8 a 4.2 m, le frequenze di utilizzo non erano diverse nelle fasce di altezza comprese tra 1 e 1.5 m e tra 2 e 2.5 m ($\chi^2_1 = 1.6$, n.s.), probabilmente a causa del modesto numero di individui osservato. Sull'arbusto di 5 m, in fruttificazione da 1.5 a 4.7 m, si sono alimentati solo 2 occhiocotti, mentre gli eventi di alimentazione per la Capinera sono stati 56. Gli arbusti aventi altezza di 2 e 2.5 m sono stati i più utilizzati. In particolare, gli eventi di alimentazione dell'Occhiocotto erano più abbondanti nella fascia compresa tra 1 e 1.5 m su piante alte meno di 2 m, mentre quelli per la Capinera nella fascia compresa tra 1.5 e 2 m su piante alte più di 2.5 m. All'aumento dell'altezza della pianta, inoltre, aumentava l'altezza della fascia di maggior prelievo sia nell'Occhiocotto ($q_s = 0.844$, $P < 0.01$, $N = 9$) che nella Capinera ($q_s = 0.937$, $P < 0.01$, $N = 9$). Nell'Occhiocotto, tuttavia, era manifesta la tendenza a non superare l'altezza di circa 2 m, anche quando l'arbusto aveva dimensioni superiori. Come verificato in periodo riproduttivo (Blondel & Aronson, 1999), anche durante il prelievo autunnale di frutti le due specie, seppure con aree di sovrapposizione, tendono a segregarsi secondo un gradiente verticale.

Summary

Vertical segregation in the autumnal consumption of fruits by Sardinian Warbler *Sylvia melanocephala* and Blackcap *Sylvia atricapilla* in a coastal area of southern Latium

Spatial segregation of the Sardinian Warbler *Sylvia melanocephala* and the Blackcap *Sylvia atricapilla* during fruit picking from *Pistacia lentiscus* were studied in a coastal area of Latium in autumn 2006. The two species fed on the same bushes and both appeared to prefer bushes 2 to 2.5 m tall. The Sardinian Warbler was more numerous on the lower plants, whilst the presence of the Blackcap was higher on the taller ones. In both species maximum trophic activity increased with the height of the plant. The Sardinian warbler, however, did not consume fruits above 2 meters. The Blackcap, conversely, picking activity increased with the height of the plant.

BIBLIOGRAFIA

- Castaldi A. & Guerrieri G, 2006. Alimentazione frugivora autunno-invernale dell'occhiocotto *Sylvia melanocephala* e della capinera *Sylvia atricapilla* in aree costiere del Lazio. *Avocetta*, 30: 21-32.
- Cody M. L., 1985. Habitat selection in birds. Academic Press, New York : 110-115.
- Guerrieri G. & Castaldi A., 1998. Il frugivorismo autunno-invernale degli uccelli in un'area urbana di Roma. In: Bologna M A, Carpaneto G M, Cignini B (eds) 1998. Atti 1° Convegno Nazionale sulla Fauna Urbana, Roma 12 aprile 1997. Fratelli Palombi Editori: 151-154.
- Herrera C. M., 1988. Variaciones anuales en las poblaciones de pájaros frugívoros y su relación con la abundancia de frutos. *Ardeola* 35 (1): 135-142.
- Massa B., 1981. Primi studi sulla nicchia ecologica di cinque silvidi (genere *Sylvia*) in Sicilia. *Riv. ital. Orn.*, 51 : 167-178.

DISTRIBUZIONE E USO DELL'HABITAT DEL FAGIANO COMUNE *Phasianus colchicus* IN RELAZIONE ALLE PIANTAGIONI ARBOREE A TURNO BREVE IN AREE PROTETTE DELLA PIANURA PADANA

Alice Draghi, Alberto Meriggi, Anna Brangi & Anna Vidus Rosin

*Università di Pavia, Dipartimento di Biologia Animale – Via Ferrata, 1 – 27100 Pavia, Italy
(meriggi@unipv.it)*

Con l'entrata in vigore del Piano di Sviluppo Rurale regionale, in provincia di Pavia sono stati attuati molti interventi finalizzati ad un progressivo miglioramento degli ambienti agricoli. In particolare, per la piccola selvaggina, assumono rilevante importanza le misure 214 e 221, che prevedono di destinare alcuni appezzamenti ad impianti di arboricoltura, quali i pioppeti tradizionali, le biomasse e le riforestazioni con latifoglie di pregio. Lo scopo della ricerca è stato quello di verificare se questi impianti possano sostituire, negli ambienti intensamente coltivati della Pianura Padana occidentale, le formazioni di vegetazione naturale.

È stata scelta come specie indicatrice di qualità ambientale il Fagiano comune (*Phasianus colchicus*), la cui distribuzione è strettamente dipendente dalla quantità e disponibilità di habitat ad alta naturalità. Per questo studio sono state selezionate due aree protette, tra quelle che avevano la maggiore percentuale di terreni destinati a piantagioni arboree, a livello provinciale, e appartenenti a due macro-ambienti diversi della provincia di Pavia, per valutare il ruolo degli interventi di rimboschimento anche in relazione al contesto agro-culturale.

La prima area di studio è la "Zona di Ripopolamento e Cattura" (ZRC) di Vistarino, situata ad Est del fiume Ticino, in zona di pianura irrigua. La seconda area di studio, Cervesina, è invece una "Zona di Rifugio e Ambientamento" (ZRA) per la fauna stanziale, situata a Sud del fiume Po, in zona golenale.

Lo studio è stato svolto nel periodo Aprile-Giugno 2007, utilizzando il censimento da punti di ascolto dei maschi in canto territoriale. Il censimento è stato effettuato nelle prime ore del mattino e nelle ultime ore della sera al fine di ottimizzare gli sforzi nei momenti di maggior manifestazione territoriale dei maschi. I punti d'ascolto sono stati scelti in modo casuale, in numero proporzionale all'estensione delle due aree e tale da assicurare una completa copertura di ogni area. Nel mese di Giugno sono stati poi raccolti anche i dati relativi all'uso del suolo nelle due aree, prestando particolare attenzione agli impianti d'arboricoltura presenti.

Le stime di densità sono state ottenute con il programma DISTANCE 5.0, utilizzando il metodo "point transect". I dati raccolti sono stati successivamente trattati ed elaborati per studiare le relazioni esistenti tra caratteristiche ambientali (calcolate su buffer di 300 m di raggio) e densità dei fagiani maschi territoriali, effettuando

l'analisi di correlazione e l'inferenza sui modelli ottenuti con i subset di variabili indipendenti non correlate, seguendo l'*Information-Theoretic Approach* (Anderson e Burnham, 2002). Allo scopo di evidenziare poi eventuali associazioni tra la presenza di fagiani maschio in canto territoriale e le piantagioni arboree è stata confrontata la distribuzione osservata dei maschi in canto con una distribuzione casuale mediante il test di Kolmogorov-Smirnov. La densità stimata è stata di 51,5 ind/kmq a Vistarino e di 29,6 ind/kmq a Cervesina.

Considerando l'analisi di correlazione sulle due aree di studio cumulate, la densità di fagiani maschi territoriali è risultata positivamente associata agli habitat a maggiore naturalità: bordi con vegetazione naturale ($r=0,209$; $P=0,006$) e corpi idrici ($r=0,338$; $P<0,0001$). Relazioni negative, invece, sono risultate con le coltivazioni erbacee (cereali autunnali e foraggere), con l'eccezione delle risaie ($r=0,205$; $P=0,006$). L'importanza degli impianti d'arboricoltura da legno nel determinare la densità dei maschi nel periodo riproduttivo è risultata, in particolare, dalle analisi di regressione multipla sui sottogruppi di variabili indipendenti non correlate. Nell'area di studio di Vistarino, il modello che meglio ha spiegato la variabilità della densità dei fagiani maschi è stato quello comprendente le variabili ambientali boschi, pioppeti giovani, riforestazioni ed edificati ($AICc=509,8$). Le biomasse sono entrate in due dei tre modelli con maggior potere predittivo, le riforestazioni e i pioppeti in tutti e tre. Nell'area di Cervesina, il modello migliore ha incluso i prati a loietto, i pioppeti e le biomasse ($AICc=169,5$). Biomasse e pioppeti sono infatti entrate in due dei tre modelli più efficaci nel predire la densità di maschi territoriali.

Il test di Kolmogorov-Smirnov ha permesso di evidenziare che, sia nell'area di studio di Vistarino ($Z=4,081$; $P<0,0001$) sia in quella di Cervesina ($Z=1,352$; $P=0,052$), le distanze dei maschi in canto dagli impianti di arboricoltura sono risultate significativamente inferiori rispetto a quelle dei punti di controllo.

La densità dei maschi nell'area di Vistarino è risultata 1,7 volte maggiore rispetto a quella di Cervesina, e questo può essere spiegato dalla diversa struttura degli habitat; a Vistarino vi è infatti un maggior grado di diversità e complessità ambientale. Sorprendentemente non è risultata nessuna relazione con i boschi naturali (habitat d'elezione selezionato nei territori maschili) probabilmente perché hanno un'estensione molto limitata nelle aree di studio. Ciò porta inevitabilmente il Fagiano comune a ricercare ambienti sostitutivi che possano sopperire alla mancanza di habitat più idonei. Si delinea quindi il ruolo degli impianti di arboricoltura, che essendo dotati di un buon grado di naturalità ed avendo una struttura simile ai boschi naturali, vengono selezionati positivamente dalla specie.

Considerando il Fagiano comune un buon indicatore della qualità e naturalità dell'habitat, come emerge dalle richieste di habitat della specie, è possibile attribuire agli impianti di biomasse, alle riforestazioni e, parzialmente, anche ai pioppeti un ruolo importante di incremento della diversità ambientale e del paesaggio sia a livello di composizione specifica della vegetazione sia a livello strutturale, in particolar modo negli agro-ecosistemi intensamente coltivati.

Summary

Distribution and Habitat Use of the Pheasant *Phasianus colchicus* in relation to arboriculture systems in protected areas in the Po Plain

The research was carried out to evaluate the role of arboriculture systems in agro-ecosystems. The Pheasant was chosen as indicator species of environmental quality because its distribution is related to the availability of high natural habitats. From April to June 2007, in two protected areas located in the western Po Plain (Province of Pavia), we collected data on the distribution and abundance of pheasants by the calling counts from random points. Correlation and Multiple Regression Analyses were performed in order to study the relationships between male density and habitat variables, that were measured in 300m radius buffers centred on each random point. Model selection and Inference from models was made according to the information-theoretic approach (Anderson and Burnham 2002) with the aim of measuring the relative importance of predictor variables, as resulted from the best MRA models. The observed distribution of males was compared with a random distribution. The density was positively associated with the edges of fields, tree-rows, streams and negatively with crops. The positive role of arboriculture systems emerged from multiple regression analysis on subgroups of independent variables and from the observed distance from plantations, that was always smaller than expected. Considering the pheasant a good indicator of habitat quality, we can attributed to reforestations, poplars and short-rotation coppices an important role in increasing environmental and landscape diversity, both in the specific composition of the vegetation, both at the structural level.

BIBLIOGRAFIA

- Anderson D.R. e Burnham K.P. 2002. Avoiding pitfalls when using Information-theoretic methods. *J. Wildl. Manag.*, 66: 912-918.

**INFLUENZA DI VARIABILI AMBIENTALI
SULL'INSEDIAMENTO NEI SITI RIPRODUTTIVI
DELLE COPPIE DI AVERLA PICCOLA *Lanius collurio*
IN AMBIENTI ALPINO E PREALPINO**

ALESSANDRA GAGLIARDI, SARA SONNO, FABIO CASALE, CARLO MORELLI,
DAMIANO PREATONI & GUIDO TOSI

*Università degli Studi dell'Insubria, Dipartimento Ambiente-Salute-Sicurezza
Via J.H. Dunant, 3 – Varese (alessandra.gagliardi@uninsubria.it)*

L'Averla piccola *Lanius collurio* è una delle specie ornitiche tipiche di ambienti agricoli che ha subito un drastico calo demografico negli ultimi decenni, causato dall'intensificazione e meccanizzazione delle pratiche agricole (Tucker & Evans, 1997; Donald et al., 2002; Sierro et al., 2009). È inclusa nell'Allegato I della Direttiva 79/409/EEC e nella categoria SPEC 3 (BirdLife International 2004). Scopo del presente lavoro è stato quello di valutare l'influenza di alcune variabili ambientali sull'insediamento delle coppie nei territori riproduttivi. In particolare, è stato indagato l'effetto delle condizioni meteorologiche (temperatura e piovosità) e della disponibilità alimentare in due aree campione rappresentative degli ambienti alpino (Val d'Ayas, Valle d'Aosta) e prealpino (provincia di Varese, Lombardia).

A tale scopo, in corrispondenza di 9 aree campione occupate da coppie territoriali e un analogo numero di aree campione ritenute potenzialmente idonee alla specie dal punto di vista ambientale, ma non occupate, è stata verificata l'influenza di variabili meteorologiche (temperatura, piovosità) sull'insediamento delle coppie in due stagioni riproduttive consecutive (giugno-settembre 2007 e 2008) ed è stata indagata la disponibilità alimentare per l'Averla piccola, attraverso campionamenti di entomofauna mediante l'impiego di retino a sfalcio e trappole a caduta.

La potenzialità trofica dei siti è stata valutata in termini di biomassa (mg di peso secco di ogni categoria trofica, valore ottenuto a seguito di disidratazione dei campioni in stufa a 65°C per 24 ore). Confrontando le biomasse ottenute attraverso le due metodologie (sfalcio e *pitfalls*), emerge che le due tecniche impiegate effettuano un campionamento indipendente (Pearson effettuato sui valori di biomassa: $R = -0.096$, $P = 0.056$). Con lo sfalcio, infatti, vengono più facilmente campionati insetti volatori e che stazionano sulle parti aeree della vegetazione erbacea; le trappole a caduta, invece, selezionano meglio gli invertebrati camminatori del terreno. Entrambe le tipologie di prede costituiscono potenzialmente parte della dieta dell'Averla piccola (dal campione complessivo sono stati eliminati gli invertebrati con comportamento tipicamente notturno, che non rappresentano prede disponibili per la specie). Per entrambe le metodologie impiegate (sfalcio e *pitfalls*), i risultati dell'analisi della varianza (MANOVA), relativi alla biomassa di ogni categoria trofica in siti di presen-

Sfalcio		Pitfalls	
Aracnidi	F _{1,26} = 1.66 P= 0.21	Aracnidi	F _{1,4} = 2.90 P= 0.16
Coleotteri	F _{1,26} = 2.19 P=0.15	Coleotteri	F _{1,4} = 0.38 P= 0.57
Lepidotteri	F _{1,26} = 0.02 P= 0.90	Ditteri	F _{1,4} = 0.67 P= 0.46
Emitteri	F _{1,26} = 0.31 P= 0.35	Imenotteri	F _{1,4} = 0.24 P= 0.65
		Lepidotteri	F _{1,4} = 0.07 P= 0.81
		Ortotteri	F _{1,4} = 0.29 P= 0.62

Tab. 1. Risultati dell'analisi MANOVA, per sfalcio e pitfalls.

za e assenza non rilevano alcuna differenza significativa tra siti di presenza e siti di assenza (Tab. 1).

La disponibilità trofica dei siti non sembra, quindi, rappresentare un elemento limitante per l'insediamento delle coppie di *Averla* piccola nei territori riproduttivi.

Nel corso delle stagioni riproduttive 2007 e 2008 sono stati individuati i territori presenti nelle due aree di studio, in ambiente alpino (Val d'Ayas) e prealpino (provincia di Varese). Complessivamente, in ambito prealpino, è stato registrato un drastico decremento delle coppie nidificanti, passate da 22 nel 2007, a solo 10 nel 2008. In ambito alpino, invece, il numero di coppie nidificanti è risultato pressoché stabile tra i due anni d'indagine (90 coppie nel 2007; 91 coppie nel 2008). Per valutare se tale differenza potesse essere attribuita, almeno in parte, alle differenti condizioni meteorologiche presenti nelle due aree, sono stati analizzati i dati relativi a temperatura media e piovosità (mm di pioggia) raccolti in corrispondenza delle stazioni meteo presenti nelle due aree di studio, prossime ai siti selezionati per l'indagine (Regione Autonoma Valle d'Aosta e Arpa Lombardia), per gli anni 2007 e 2008.

Non sono state rilevate differenze significative nella temperatura lungo tutto il periodo primaverile-estivo considerato (aprile-settembre) dei due anni 2007 e 2008 ($F_{1,404} = 3.03$ P= 0.08), considerando complessivamente tutte le aree di studio. Analizzando più nel dettaglio i valori di temperatura all'interno dei due periodi ritenuti maggiormente sensibili per la biologia della specie, individuati nell'arrivo nei territori riproduttivi (periodo centrale tra 1 e 15 giugno) e la schiusa (periodo centrale tra 1 e 15 luglio), emergono invece chiaramente delle differenze significative tra i due anni ($F_{1,403} = 134.37$ P<0.001). Anche confrontando i valori di temperatura nei periodi sensibili dei due diversi anni, emergono differenze ($F_{1,403} = 19.61$ P<0.001).

Per quanto riguarda gli effetti della temperatura nei due periodi sensibili non si riscontrano differenze significative in ambiente alpino tra i due anni (arrivo: P= 0.45; schiusa: P= 0.65). Differenze significative di temperatura media tra i due anni sono riscontrabili invece in ambiente prealpino, con una diminuzione nel 2008, nel periodo di arrivo (P= 0.006) ma non in quello di schiusa (P= 0.80).

Anche le precipitazioni manifestano un effetto significativo nei due periodi sensibili dei due anni considerati ($F_{1,403} = 19.03$ P<0.001). In particolare, non si riscontrano

differenze significative in ambiente alpino (arrivo $P=0.98$; schiusa $P=0.98$), mentre in ambiente prealpino nel 2008 le precipitazioni sono risultate significativamente più consistenti nel periodo di schiusa (10 mm in più per giorno, $P=0.0001$; arrivo: $P=0.66$).

I risultati delle analisi effettuate sembrano supportare l'ipotesi che le condizioni meteorologiche possano aver contribuito a determinare una diminuzione delle coppie complessivamente nidificanti in area prealpina nel 2008, rispetto all'anno precedente, fenomeno non osservato nell'area alpina considerata. Viene in questo senso avvalorata l'ipotesi che le condizioni di temperatura e piovosità, in particolare relative ai periodi più delicati del ciclo biologico della specie, abbiano un'influenza sensibile sull'insediamento delle coppie nei siti riproduttivi e, conseguentemente, sulla consistenza delle popolazioni.

Summary

Habitat characteristics of reproductive sites of Red-backed Shrike *Lanius collurio*: effects of environmental variables on territory choice in prealpine and alpine landscapes

Populations of the Red-backed Shrike *Lanius collurio*, a typical species in agricultural landscapes, have declined drastically over the past decades, due to intensification and mechanisation of agriculture practise and abandonment of rural areas. The species is included in Annex I of the Directive 79/409/EEC and in SPEC 3. The aim of this research was to study the ecological niche of the species and, in particular, to identify the habitat variables that most strongly affected territory choice of reproductive pairs in alpine (Valle d'Aosta) and prealpine (Varese province, Lombardy) landscapes. Between June and September of 2007 and 2008, we compared different environmental variables between areas used by territorial pairs, and unoccupied areas in habitats that were considered suitable for settlement. We measured weather factors (temperature, rainfall). Finally we also measured and compared abundance of insects, a measure of food availability, using pitfall traps and mowing netting.

BIBLIOGRAFIA

- BirdLife International, 2004. Birds in Europe: population estimates, trends and conservation status. BirdLife International. (BirdLife Conservation Series No.12), Cambridge.
- Donald P.F., Pisano G., Rayment M.D. & Pain D.J., 2002. The Common Agricultural Policy, EU enlargement and the conservation of Europe's farmland birds. *Agr. Ecosyst. Environ.*, 89: 167-182.
- Sierro A., Frey Iseli M., Dandliker G., Muller M., Schiferli L., Arlettaz R. & Zbinden N., 2009. Banalisation de l'avifaune du paysage agricole sur trois surfaces témoins du Valais (1988-2006). *Nos Oiseaux* 56: 129-148.
- Tucker G.M. & Evans M.I., 1997. Habitats for Birds in Europe: a conservation strategy for the wider environment. Birdlife International, Cambridge.

LA COMUNITÀ ORNITICA DELLE PRATERIE D'ALTITUDINE DI MONTE GRECO, APPENNINO CENTRALE

ANDREA MANCINELLI⁽¹⁾, GIUSEPPINA DE CASTRO⁽¹⁾, AUGUSTO DE SANCTIS⁽²⁾
& MARIO POSILLICO⁽¹⁾

⁽¹⁾ *Corpo Forestale dello Stato, Ufficio Territoriale per la Biodiversità – Via Sangro, 45
67031 Castel di Sangro (AQ) (utb.casteldisangro@corpoforestale.it)*

⁽²⁾ *IAAP-WWF, Centro Fauna Rupestre dell'Appennino, Riserva Naturale Regionale
Gole del Sagittario – Anversa degli Abruzzi (AQ) (a.desanctis@wwf.it)*

Nell'ambito del progetto Life 04/NAT/IT/000190 cofinanziato dall'Unione Europea e finalizzato all'individuazione di misure di gestione dei pascoli montani e d'alta quota e alla conservazione della biodiversità in alcune aree demaniali comprese nella Rete Natura 2000, il Corpo Forestale dello Stato, l'Oasi WWF della Riserva naturale Regionale Gole del Sagittario e il Fondo Mondiale per la Natura, hanno avviato dal 2008 un monitoraggio a lungo termine dell'avifauna delle praterie per studiarne composizione, diversità, relazioni con l'habitat e biologia riproduttiva di alcune specie *target*.

L'area di studio (45 km² circa) è localizzata sul massiccio del Monte Greco (AQ), tra 1.700 e 2.283 m ed è caratterizzata da estese praterie ed aree rocciose. L'area è in gran parte compresa nelle Foreste Demaniali *Chiarano Sparvera* e *Valle Cupa*. Nella FD *Valle Cupa* il pascolo è interdetto al bestiame. Tra gli ungulati selvatici sono presenti *Cervus elaphus* e *Sus scrofa*, entrambi relativamente abbondanti, tra i carnivori *Canis lupus* e *Ursus arctos*.

La comunità ornitica è stata studiata attraverso punti d'ascolto (Bibby et al., 2000) (N= 110, raggio 100 m) rilevati dalle 6:00 alle 11:00 AM. I punti d'ascolto sono stati individuati secondo un disegno di campionamento casuale stratificato (sulla base di vegetazione, quota e pendenza) e campionati due volte, dal 22 maggio al 6 agosto 2008. Il ritardo nell'inizio dei rilievi e il loro protrarsi fino al mese di agosto è stato dovuto al forte innevamento in quota fino ad oltre la metà del mese di maggio e alle condizioni meteorologiche avverse nel mese di giugno. La durata dell'ascolto è stata di 15'. La distanza media tra punti è stata 399,8 m ($DS \pm 104,8$; intervallo 205-833 m).

Nei punti d'ascolto sono state rilevate in totale 18 specie (Tab. 1), con un numero medio di specie per punto pari a 3,4 ($DS \pm 1,4$; intervallo 1-7 specie). Il numero di specie rilevate è diminuito da 17 a 12 tra il 1° e il 2° campionamento ed anche il numero medio di specie/punto ha seguito lo stesso *pattern*, variando da 2,7 ($DS \pm 1,2$; intervallo 1-6 specie) a 2 ($DS \pm 1,1$; intervallo 1-6 specie, rispettivamente). Includendo tra i *taxa* presenti anche quelli contattati fuori dal raggio dell'area di ascolto (*Falco tinnunculus*, *Delichon urbicum*, *Corvus corax*, *Monticola saxatilis*, *Phoeni-*

	Frequenza di comparsa		N. punti presenza		Individui/punto ⁽¹⁾				Status		Dir. Ucc.
	N	%	N	%	Media 1° rilievo	DS	Media 2° rilievo	DS	Unione Europea ⁽²⁾	Italia ⁽³⁾	
<i>Alauda arvensis</i>	129	25,3	85	77,3	1,23	0,42	2,06	5,65	3	LC	
<i>Anthus campestris</i>	68	13,4	55	50,0	1,06	0,24	2,00	5,39	3	LC	I
<i>Sylvia atricapilla</i>	1	0,2	1	0,9	1				Non-spec	LC	
<i>Phoenicurus ochruros</i>	13	2,6	10	9,1	1,11	0,33	1,50		Non-spec	LC	
<i>Alectoris graeca</i>	1	0,2	1	0,9	1				2	VU	I
<i>Oenanthe oenanthe</i>	60	11,8	45	40,9	1,14	0,42	2,12	4,11	3	LC	
<i>Carduelis cannabina</i>	65	12,8	50	45,5	1,15	0,46	2,00		2	LC	
<i>Montifringilla nivalis</i>	3	0,6	2	1,8	1,50	0,71			Non-spec	LRnt/DD^(**)	
<i>Pyrhacorax pyrrhacorax</i>	5	1,0	3	2,7	1,50	0,71	2,00	0,00	3	VU	I
<i>Anthus trivialis</i>	39	7,7	28	25,5	1,15	0,36	2,29	2,56	Non-spec	LC	
<i>Coturnix coturnix</i>	10	2,0	7	6,4	1,67	0,58	1,67	1,63	3	LRnt	
<i>Saxicola torquatus</i>	1	0,2	1	0,9			1	0,00	Non-spec	LC	
<i>Prunella collaris</i>	1	0,2	1	0,9	1				Non-spec	LC	
<i>Anthus spinoletta</i>	100	19,6	70	63,6	1,14	0,47	2,24	5,38	Non-spec	LC	
<i>Saxicola rubetra</i>	8	1,6	5	4,5	1,50	0,71	2,00	1,73	Non-spec	LC	
<i>Lullula arborea</i>	2	0,4	2	1,8	1				2	LC	I
<i>Serinus serinus</i>	2	0,4	2	1,8	1		1		Non-spec	LC	
<i>Emberiza citrinella</i>	1	0,2	1	0,9	1				Non-spec	LC	

⁽¹⁾ Calcolato solo sul numero di punti in cui la specie è presente. ⁽²⁾ Species of European Concern, da BirdLife International, 2004.

⁽³⁾ Da Calvario et al., 1999. ^(**) DD solo per la popolazione abruzzese.

Tab. 1. Checklist e statistiche descrittive dei rilievi dell'avifauna in 110 punti d'ascolto nelle praterie montane e d'alta quota nel massiccio del Monte Greco (AQ), da maggio ad agosto 2008.

curus phoenicurus, *Prunella modularis* e *Turdus merula*), il numero di specie sale a 25. La diversità della comunità (indice di Shannon-Wiener, H) è stata simile per entrambe le repliche: 2,873 (IC 95%: 2,75-2,99) e 2,843 (IC 95%: 2,70-2,98) nel 1° e 2° campionamento, rispettivamente. Il coefficiente di similarità di Jaccard (CCj) indica che il 61% delle specie rilevate è comune ad entrambi i rilievi. *Alauda arvensis* è stata la specie rinvenuta nel maggior numero di punti (77%), seguita da *Anthus spinoletta* (64%), *Anthus campestris* (50%), *Carduelis cannabina* (45%), *Oenanthe oenanthe* (41%) e *Anthus trivialis* (25%). Le altre specie (N = 13) sono state rinvenute in meno del 10% dei punti. Le specie rilevate nel maggior numero di punti sono anche quelle con la maggior frequenza % di contatto (n. contatti specie / n. contatti totali); anche in questo caso esistono poche specie che hanno una frequenza di contatto molto più elevata rispetto al resto della comunità ornitica (Tab. 1). Sono state rilevate due specie di non passeriformi, *Coturnix coturnix* e *Alectoris graeca*, nel 6% e nell'1% dei punti; pertanto il rapporto passeriformi: non-passeriformi è stato

pari a 6. Il 21% delle specie rilevate è incluso nell'Allegato I della Direttiva Uccelli (79/409/CEE) (Tab. 1), mentre 2 specie (*Pyrrhocorax pyrrhocorax* e *Alectoris graeca*) sono classificate come vulnerabili ed altre 2 (*Montifringilla nivalis* e *Coturnix coturnix*) rientrano nella categoria a "rischio minore - quasi minacciate" secondo la lista rossa italiana dell'avifauna nidificante (Calvario et al., 1999). Il 45% delle specie è invece compreso nelle categorie 2 e 3 delle *Species of European Concern* (BirdLife International, 2004) (Tab. 1).

I risultati illustrati sono riferiti ad un solo anno e sono quindi preliminari rispetto all'obiettivo di caratterizzare la comunità ornitica dell'area di studio. Tuttavia, per la presenza di diverse specie vulnerabili, localmente poco abbondanti, comprese nell'Allegato I della Direttiva Uccelli o classificate come *Species of European Concern*, l'area si conferma di rilevante importanza per l'avifauna di prateria.

Ringraziamenti. Ringraziamo il personale del Corpo Forestale dello Stato - Posti Fissi di Civitella Alfedena e Rivisondoli - per il supporto logistico alle operazioni di rilievo. Giovanni Potena e Luciano Sammarone hanno voluto e incoraggiato questa ricerca, Massimo Pellegrini e Filomena Ricci hanno fornito un fondamentale sostegno logistico e supporto scientifico.

Summary

High elevation grassland bird community of Monte Greco, central Apennines, L'Aquila province, Italy

Within a Life 04/NAT/IT/000190 project we have carried out in 2009 a survey of grassland birds in the Monte Greco (1,700-2,283 m a.s.l.) Site of Community Importance, Abruzzo, Italy. The area (45 km²) has been monitored with 110 stratified-random points (average distance 400 m), sampled twice (May to early August). A total of 18 species have been recorded (average: 3.4, DS: ± 1.4 ; range: 1-7). Shannon diversity index was similar for both sampling sessions: 2.873 (CI 95%: 2.75-2.99) e 2.843 (CI 95%: 2.70-2.98) and 61% of the surveyed species were recorded in both sampling sessions. Twenty-one % of the recorded species is comprised in the Annex I of the Birds Directive. Forty-five % of the species is included in categories 2 and 3 of the *Species of European Concern* list. Notwithstanding our results are referred to just one sampling season, the high percentage of concern and vulnerable species (according to the Italian red list) underlines the importance of the study area for the conservation of high elevation grassland birds communities.

BIBLIOGRAFIA

- Bibby C. J., Burgess N. D., Hill D. A. & Mustoe S., 2000. Bird census techniques, 2nd edition. Academic Press, London, UK.
- BirdLife International 2004. Birds in the Europe: population estimates, trends and conservation status. Cambridge, UK: BirdLife International (BirdLife Conservation Series No. 12).
- Calvario E., Gustin M., Sarrocco S., Gallo-Orsi U., Bulgarini F. & Fraticelli F., 1999. Nuova Lista Rossa degli uccelli nidificanti in Italia. Rivista italiana di Ornitologia, 69: 3-43.

**DENSITÀ ED HABITAT DELLO STRILLOZZO *Emberiza calandra*
IN AMBIENTI DI PSEUDOSTEPPA MEDITERRANEA
E IN AGROECOSISTEMI DELL'ITALIA CENTRALE**

ANGELO MESCHINI⁽¹⁾ & MONIA BRUNO⁽²⁾

⁽¹⁾ SROP, c/o Lynx Natura e Ambiente srl – Via Britannia, 36 – Roma (a.meschini@gmail.com)

⁽²⁾ Viale Trieste, 34 – 01100 Viterbo

Lo Strillozzo *Emberiza calandra* è SPEC 2, in moderato declino in nord Europa (Donald e Aebischer 1997) e con uno status più favorevole in Europa meridionale. La revisione di BirdLife International (2004) lo inserisce tra le specie con uno status di conservazione favorevole nel 1994, sfavorevole nel 2004. Lo Strillozzo è considerato un buon bioindicatore (Sarrocco, 2007), in particolare per valutare lo stato di conservazione degli agroecosistemi, in quanto si mostra sensibile all'intensificazione agricola, alla semplificazione delle colture e alle lavorazioni meccaniche primaverili (Brickle et al., 2000). In Italia, risulta essere una specie poco studiata ma in forte e veloce rarefazione al nord (Buvoli e De Carli 2007).

Questa ricerca, svolta nel 2008, ha lo scopo di descrivere i modelli di distribuzione, la selezione di habitat e l'abbondanza dello Strillozzo in comunità prative dell'Italia centrale.

L'area di studio ricade in provincia di Viterbo (Italia centrale), nei settori della marmemma retrocostiera. Agroecosistemi, prato-pascoli, pseudosteppa mediterranea sono le fisionomie vegetazionali prese in esame utilizzando Corine Land Cover. Sono stati effettuati sei transetti lineari, seguendo lo schema del Line Transect Method (Jarvinen e Vasainen 1976). È stato assegnato il punteggio di 1 per ogni uccello in canto, il punteggio di 0,5 per ogni altro uccello contattato (Bibby 1993). Il transetto è stato suddiviso in una *near belt* di buffer 50 m e una *far belt* di buffer 50 m. Elaborazioni inferenziali sono state condotte anche per la lunghezza dei sei transetti cumulati, per una misura lineare di 11,8 km. Sono stati calcolati inoltre l'Indice di Preferenza ambientale (Jacobs 1994) e l'Ampiezza d'habitat (Pielou 1969); i valori massimi per ciascun transetto sono riportati in Tab 1.

Le preferenze ambientali (*near belt*) dello Strillozzo (transetto cumulato) espresse con i valori medi dell'Indice di Preferenza ambientale indicano che gli ambienti selezionati positivamente rispetto alla disponibilità sono le "Colture estensive" (Ipi=1,99) e i "Mosaici di colture agrarie e vegetazione naturale (anche incolti)" (Ipi=1,37). È verosimile che il sottoutilizzo della tipologia "Pascoli e prati permanenti" (Ipi=0,67) sia da mettere in relazione alla xericità dei pascoli nell'area di studio, che non consente il perfetto camuffamento del nido.

La densità riproduttiva di *near* e *far belt* cumulate è di 0,35 cps/ha, quella riferita alla sola *near belt* è di 0,37 cps/ha.

Tansetto	Tipologia Ambientale	Ipi	AH	Densità cps/10ha
1	Prati e pascoli permanenti (cod 231)	0,6	1	2,5
2	Mosaici di vegetazione naturale e incolti (cod 243)	1,6	2,27	2,4
3	Mosaici di vegetazione naturale e incolti (cod 243)	2,9	2,89	3,6
4	Mosaici di vegetazione naturale e incolti (cod 243)	4	2,39	2,4
5	Colture estensive	2,29	2,56	4,4
6	Colture estensive	2	2,05	10

Tab. 1. Valori massimi dell' *Indice di Preferenza ambientale (Ipi)*, *Ampiezza dell'Habitat (AH)* e *densità riproduttive per ciascun transetto*. Tra parentesi sono riportati i codici ambientali Corine Land Cover.

I risultati sulla selezione d'habitat sono in accordo con quelli di Paunil (*in stampa*) (che indicano le "aree agricole eterogenee" quale tipologia ambientale più utilizzata dallo Strillozzo.

Per l'ampiezza d'habitat, calcolata solo sulla near belt, il valore ottenuto nel transetto 3, situato all'interno della ZPS Tolfetano-Cerite-Manziate, AH=2,89 è quello di una specie mediamente specialista; Gustin e Sarrocco (1987), per l'area Tolfetana, rilevano un AH=1,40, valore questo, maggiormente da "specialista". La considerazione è che a Tolfa, anche a più di un ventennio dal lavoro citato, la struttura vegetazionale è molto più omogenea, rispetto al mosaico dell'area della presente indagine e che tuttavia i due risultati danno conto di una specie affatto non eclettica riguardo la selezione dell'habitat.

Per le densità riproduttive, queste sono le più elevate in assoluto, finora misurate con il Metodo del Transetto in ambito europeo. Il dato di elevata densità dell'area di studio è irrobustito da indagini su piccoli campioni in Sardegna centro-meridionale, dove Mascia e Grussu (com. pers.) hanno rilevato in aree ad alta densità fino a 3 cps/ha.

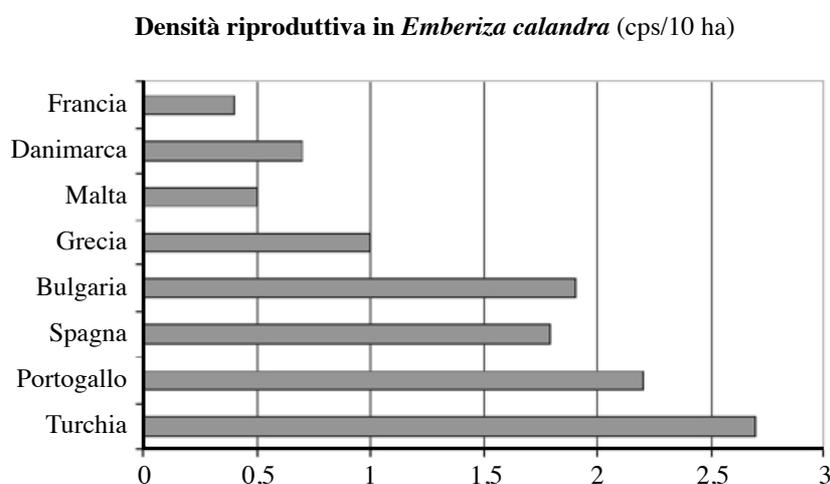


Fig. 1. Confronti fra densità riproduttive in alcuni paesi europei (da Diaz e Telleria 1997 mod.).

La scarsa antropizzazione e il basso uso di fertilizzanti chimici nell'area di studio, la conduzione tradizionale degli agroecosistemi e il patch di seminativi (primaverili ed estivi) a perdere ed incolti influenzano questo risultato. In Fig. 1 si riportano i confronti con densità riproduttive di altri Paesi europei (Diaz e Telleria 1997). Donald e Forrest (1995) individuano proprio nella diminuzione delle coltivazioni di orzo in periodo primaverile la causa più severa di declino per questa specie. La frammentazione dell'habitat riproduttivo è correlata negativamente con i tassi di sopravvivenza dei pulli, (Brickle et al., 2000).

Gli elevati livelli di abbondanza riscontrati nell'area di studio, e più in generale nei Paesi "caldi" dell'Europa meridionale, potrebbero essere considerati come un "source" in grado di compensare il declino delle popolazioni centro e nord europee.

Ringraziamenti. Si ringrazia l'amico Bruno Massa per la lettura critica del manoscritto.

Summary

Reproductive density of Corn Bunting *Emberiza calandra* in steppe areas in central Italy

Reproductive density and habitat choice of Corn Bunting were investigated in Lazio (Central Italy). Near belt reproductive density resulted was 0.37 cps/ha., near and far belt together 0.35 cps/ha. As regards habitat choice, Corn bunting breeding was most concentrated in traditional extensive farmland and into a mosaic of farmlands and natural vegetations. In the study area the AH resulted was 2,89 and the reproductive density measured by using the Linear Transect Method is the highest in Europe.

BIBLIOGRAFIA

- Bibby C.J., Burgess N.D. e Hill D.A., 1993. Bird Census Techniques. Academic Press Ltd., London.
- Brickle, N. W., Harper, D. G. C., Aebischer, N. J. & Cockayne, S. H. 2000. Effects of agricultural intensification on the breeding success of corn buntings *Miliaria calandra*. J. Appl. Ecol. 37, 742-755.
- Buvoli, L. De Carli, E. 2008. Rapporto sullo stato di conservazione dell'avifauna. Montoraggio 22007. Parco regionale Oglio sud. Pag. 35.
- Diaz, M. e Telleria, J.L. 1997. Habitat selection and distribution of corn buntings *Miliaria calandra* in the Iberian Peninsula. In: The ecology and conservation of corn buntings *Miliaria calandra* ed. By P.F. Donald e N.J. Aebischer, 151-156.
- Donald, P.F. e Foster, C. 1995. The effects of agricultural change on population size of Corn Buntings *Miliaria calandra* on individual farms. Bird Study, 42:3,205-215.
- Gustin M., Sorace A., 1987. Le comunità ornitiche degli ambienti prativi nel comprensorio dei Monti della Tolfa (Lazio). Riv. ital. Orn., 57 (3-4): 206-212.
- Sarrocco, S. 2007. L'Avifauna e gli ambienti agricoli: il progetto atlante del Lazio, le specie e le aree di interesse. Atti Convegno Aree agricole ad alto valore naturalistico: individuazione, conservazione, valorizzazione. Roma.

STUDIO DELLA POPOLAZIONE DI AVERLA PICCOLA *Lanius collurio* NEGLI ALTOPIANI DI COLFIORITO

PATRIZIA PACI, ANDREA BRUSAFERRO & EMILIO INSOM

*Università degli Studi di Camerino, Dipartimento di Biologia MCA – Via Gentile III da Varano, snc
62032 Camerino (MC) (andrea.brusaferro@unicam.it)*

Gli altopiani di Colfiorito (PG) sono una delle principali aree di interesse naturalistico dell'Umbria il cui valore è dato dalla presenza della Palude di Colfiorito nonché dalle particolari caratteristiche geomorfologiche, paesaggistiche, vegetazionali e faunistiche presenti all'interno dell'intero bacino imbrifero. L'Averla piccola *Lanius collurio* trova in Colfiorito un ambiente particolarmente idoneo alla nidificazione, costituito da aree coltivate a cereali, lenticchie e patate, con buona presenza di siepi. Lo studio dell'abbondanza, della nidificazione e del comportamento riproduttivo è stato effettuato sulla base di dati raccolti nel 2008 e nel 2009. L'abbondanza è stata analizzata dividendo il territorio di studio in 29 tavolette di 2 km di lato su base UTM sulle quali sono stati percorsi 43 transetti (lunghezza media, metri 1710 ± 153) secondo il campionamento sistematico casuale (Krebs, 1994; Hayek & Buzas, 1997). Le categorie di nidificazione sono state valutate secondo la codifica PAI (Progetto Atlante Italiano) (Meschini & Frugis, 1993). Per lo studio del comportamento riproduttivo sono stati individuati tre siti di nidificazione; gli individui avvistati, la loro età e il sesso sono stati mappati su cartografia.

La specie è risultata essere presente nel 76% del territorio studiato. La nidificazione è risultata certa nel 10% del territorio, probabile nel 7% e possibile nel 59% (Fig.1). In base al numero di individui osservati sono stati calcolati gli indici chilometrici di abbondanza (IKA) e sono state ricavate tre classi di abbondanza: bassa densità (0-0,23 IKA), densità intermedia (0,23-0,65 IKA) e alta densità (0,65-8,1 IKA). L'analisi della varianza applicata agli IKA ha mostrato che i valori all'interno di ciascuna classe sono omogenei tra loro ($F=7,980$; $p < 0,01$). I tre raggruppamenti sono stati messi a confronto tra loro mediante il test di *Student-Newman-Keuls*. L'abbondanza maggiore si riscontra nelle zone del Piano di Colfiorito, di Monte Grillo, di Fonti delle Mattinate e nelle pendici a sud di Col Falcone (Fig.1).

Per conoscere le esigenze ecologiche dell'Averla piccola a Colfiorito è stata condotta l'analisi della funzione discriminante (AFD) che sembra mostrare come l'elevata abbondanza della specie sia correlata con la presenza dei prati umidi, con l'alta diversità ambientale e con l'ottima ecotonizzazione, mentre la sua assenza dipende dalla scarsa disponibilità di siepi e da una bassa presenza sia dei pascoli collinari che dei coltivi (Wilks' Lambda=0,01; $p=0,003$). Il modello ha classificato correttamente il 100% dei casi.

Lo studio sul comportamento riproduttivo effettuato nei tre siti di nidificazione è

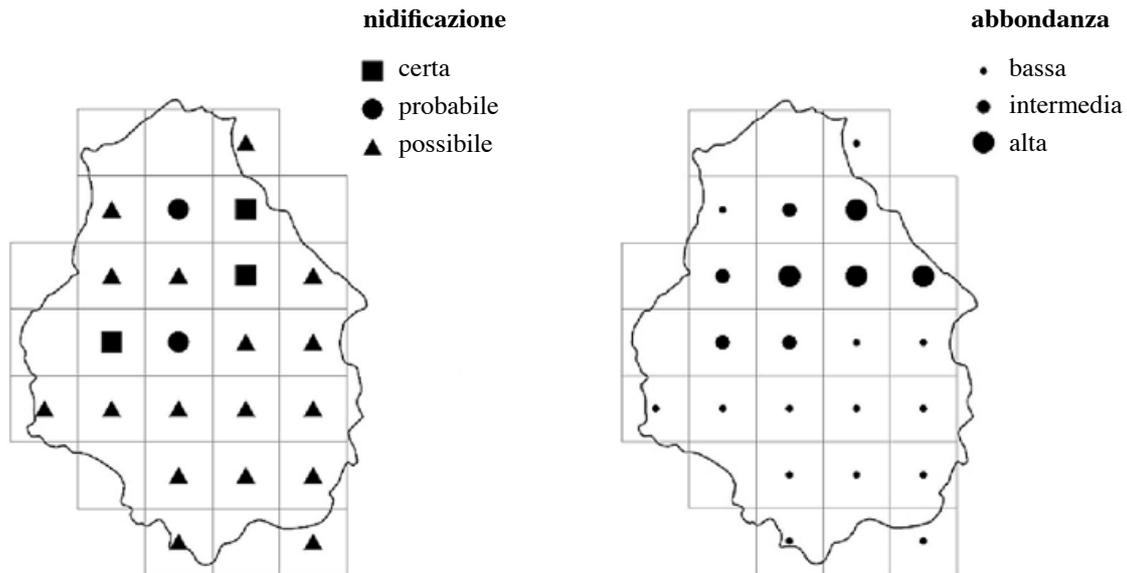


Fig. 1. Carta tematica della nidificazione e dell'abbondanza

stato posto in relazione con le pratiche agricole e sono state calcolate le distanze di allontanamento (min, max e media) degli individui adulti dal nido sia prima che dopo la mietitura dei cereali. Nei siti, laddove la riproduzione è andata a buon fine, la distanza di allontanamento dal nido dopo la mietitura è aumentata rispetto a quella osservata prima della mietitura (Tab.1). Ciò mostra un cambiamento nelle abitudini territoriali della specie nei due diversi periodi di rilevamento: quello pre-raccolta e quello post-raccolta. Non è ancora chiaro se questo cambiamento sia governato da aspetti fenologici o se sia dovuto a un comportamento indotto dal tipo di ambiente agricolo e dal disturbo ad esso derivato.

L'indipendenza dei giovani dai genitori e la conseguente dispersione degli stessi dal nido coincidono, infatti, con l'inizio della mietitura dei cereali che a Colfiorito avviene in ritardo rispetto alle aree agricole circostanti. Proprio quest'ultimo aspetto sembra giocare un ruolo positivo sul successo riproduttivo dell'Averla piccola in quanto non viene disturbato il periodo sensibile della schiusa delle uova.

L'osservazione di averle nei pascoli di quota vicini ai siti di nidificazione in tarda estate e l'importanza che essi hanno sull'abbondanza della specie (secondo i risulta-

Sito	Prima della raccolta				Dopo la raccolta				F	p
	N	MIN	MAX	MEDIA	N	MIN	MAX	MEDIA		
A1	119	0,72	201,2	42,8	29	0,41	203,0	100,6	24,2	0,001
B2	51	0,28	49,0	12,0	75	2,0	116,3	22,9	11,6	0,01
B3	117	0,42	152,1	17,4	56	0,53	173,5	38,5	13,4	0,001

Tab. 1. Distanze di dispersione (metri) prima e dopo la mietitura e relativa grandezza dei campioni (N).

ti della AFD) fanno ipotizzare che, quando il disturbo risulta protratto nel tempo, la specie cerchi aree più ricche di prede e allo stesso tempo tranquille.

Summary

Study on red-backed shrike population *Lanius collurio* in the highlands of Colfiorito

The highlands of Colfiorito can be regarded as particularly areas suited for breeding and preservation of Red-backed Shrike. The agricultural environment in a good state of natural and the delay in farming practices over the surrounding farmland (which coincides with the beginning of the independence of young) seems to play a positive role in fitness of the species.

BIBLIOGRAFIA

- Hayek L. A. & Buzas M. A., 1997. Surveying natural population. Columbia University Press. New York.
- Krebs C.J., 1994. Ecological methodology. Addison Wesley Longman, Inc.
- Meschini E. & Frugis S. 1993. Atlante degli uccelli nidificanti in Italia. Suppl. Ric. Biol. Selvaggina, XX. 344 pp.

LA COMUNITÀ ORNITICA NIDIFICANTE NEI QUERCETI IN RELAZIONE ALL'ETÀ DEL BOSCO

ROBERTO PAPI

Parco Regionale Marturanum – Piazza G. Marconi, 21 – 01010 Barbarano Romano (VT)
(papi@parchilazio.it)

Negli ecosistemi forestali italiani gli eventi che generalmente arrecano un disturbo elevato in tempi brevi alle comunità animali sono l'incendio di chioma e il taglio ceduo; la relazione tra l'avifauna nidificante e l'età del bosco, calcolata dall'ultima ceduazione, è stato l'obiettivo della presente ricerca. La tipologia forestale prescelta è stata quella dei querceti misti, ampiamente diffusi nell'alto Lazio. A tale scopo, sono state selezionate alcune aree boscate, ad Acquapendente (VT), con età crescente, di estensione di almeno 20 ha, e contigue ad altri boschi per evitare l'effetto isola.

I boschi sono querceti misti con prevalenza di cerro e roverella e, in misura minore, ornielli, lecci, aceri, sorbi e carpini. Sono state fissate 8 classi di età dei boschi: 0-3, 4-10, 11-20, 21-30, 31-40, 41-50, 51-60 e superiore a 120 anni. Nel territorio di Acquapendente l'unico bosco con età elevata si trova nel Monumento Naturale Bosco del Sasseto, bosco secolare di 50 ha con abbondanza di alberi e di tronchi morti di elevate dimensioni. I boschi delle classi tra 31 e 60 anni ricadono all'interno di un'unica foresta nella Riserva Naturale Monte Rufeno. Ad eccezione del Sasseto si tratta di boschi governati a ceduo, nelle prime quattro classi di età, o di cedui invecchiati avviati ad alto fusto nella Riserva.

In totale sono state effettuate 24 stazioni d'ascolto, 3 all'interno di ciascuna classe forestale con durata di 10 minuti e replicati due volte: la prima nel periodo 10 aprile-10 maggio, la seconda 10 maggio-15 giugno.

Sono stati analizzati i parametri classici della comunità oltre ad un'analisi per gruppi di somiglianza ecologica o "guild" che riuniscono specie affini per preferenze alimentari, caratteri morfologici e nicchia spaziale (Blondel, 1981). I guild caratteristici di una comunità ornitica forestale sono: insettivori delle fronde (luì), insettivori del sottobosco (silvie, Usignolo *Luscinia megarhynchos*, Scricciolo *Troglodytes troglodytes*), insettivori dei rami (cince, Fiorrancino *Regulus ignicapillus*), insettivori del tronco (picchi, Rampichino *Certhia brachydactyla* e Picchio muratore *Sitta europaea*), polifagi del suolo (Merlo *Turdus merula*, tordi, Pettiroso *Erithacus rubecula*), frugivori (columbiformi, Ghiandaia *Garrulus glandarius*) e granivori (fringillidi).

I dati relativi alla comunità ornitica nidificante nei querceti in relazione all'età del bosco sono stati analizzati per mezzo del coefficiente di correlazione di Spearman per ranghi, al fine di indagare la possibile significatività degli andamenti delle popolazioni di uccelli nelle varie classi d'età.

In totale sono state censite 39 specie, in Fig. 1 si può notare una correlazione posi-

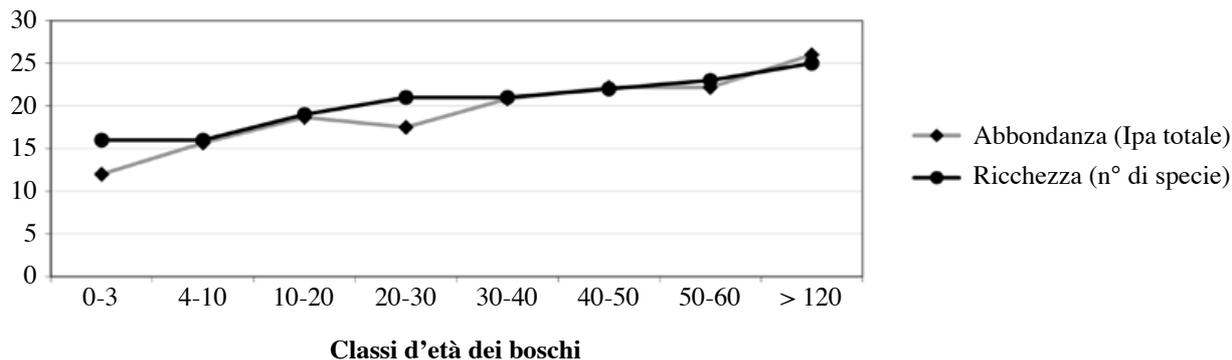


Fig. 1. Andamento di due parametri della comunità ornitica nidificante in relazione all'età del bosco.

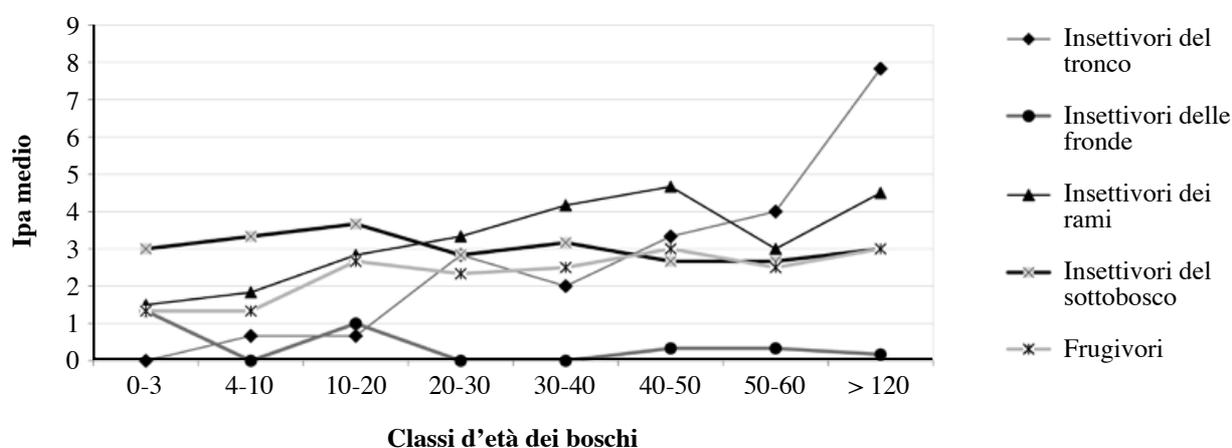


Fig. 2. Abbondanza (Ipa medio) di alcuni gruppi di uccelli nidificanti in relazione all'età del bosco.

tiva altamente significativa di alcuni parametri di comunità, ricchezza e abbondanza (IPA totale), con il crescere dell'età del bosco (es. abbondanza $r=0,99$; $p<0,01$). Nell'analisi per guild, Fig. 2, si evidenzia una correlazione positiva altamente significativa tra età del bosco e abbondanza nel gruppo degli insettivori del tronco ($r=0,99$; $p<0,01$), degli insettivori dei rami ($r=0,95$; $p<0,01$) e dei frugivori ($r=0,92$; $p<0,01$), mentre gli insettivori delle fronde (Luì piccolo *Phylloscopus collybita*) tendono a calare e gli insettivori del sottobosco rimangono stabili.

A livello di specie risultano sia correlazioni positive, come per il Picchio rosso maggiore *Picoides major* ($r=0,97$; $p<0,01$) o il Picchio muratore *Sitta europaea* ($r=0,89$; $p<0,01$) che negative come per il Luì piccolo (Fig. 3), ma anche correlazioni non significative come per il Pettiroso.

Infine, la presente ricerca ha anche portato per la prima volta a rilevare con certezza la riproduzione del Picchio rosso minore *Picoides minor* nel bosco del Sasseto.

Ringraziamenti. Ringrazio il personale di Monte Rufeno e del Museo del Fiore e Stefano Celletti per la rilettura del testo.

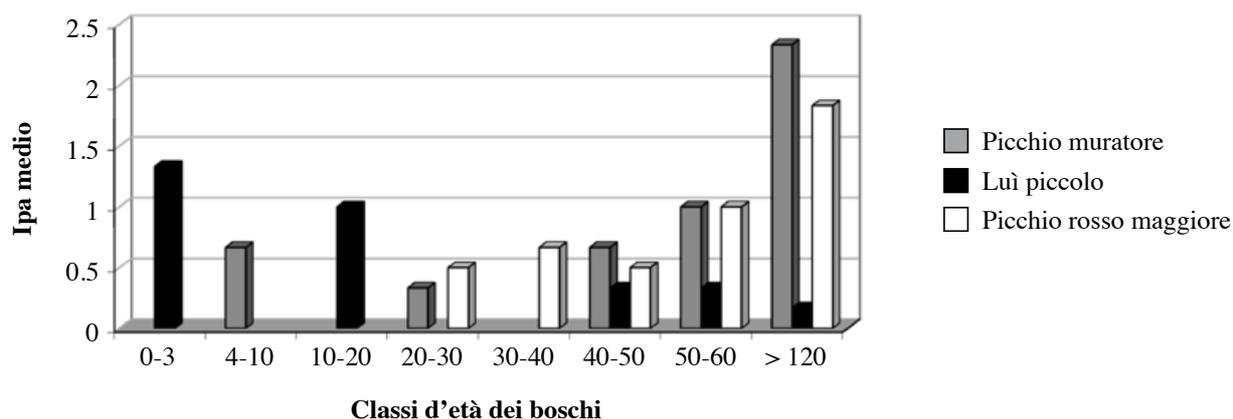


Fig. 3. Abbondanza (*Ipa medio*) di alcune specie nidificanti in relazione all'età del bosco.

Summary

Oakwood breeding birds communities in relationship with forest age

In this study, we compare the main describing parameters of several breeding bird communities and the forest age where they breed.

We have selected some mixed oakwoods of the northern part of Latium with an extension of at least 20 hectares each and we divided them in 8 classes of increasing age (0-3; 4-10; 11-20; 21-30; 31-40, 41-50, 51-60 and more than 120 years). The avifauna monitoring was carried out by point counts method. A total of 24 stations were studied (3 stations for each age class).

The main community parameters of the overall communities were positively correlated with forest age, as well as the abundance of three guilds (namely both trunk and branch insectivorous and frugivorous). We have found a positive correlation between forest age and both the Great spotted woodpecker *Picoides major* and the Nuthatch *Sitta europaea*, and a negative correlation between forest age and the Chiffchaff *Phylloscopus collybita* was found.

BIBLIOGRAFIA

- Blondel J. 1981, Structure et dynamique des peuplements d'oiseaux. In: Pesson P. Actualites d'ecologie forestière. Gauthier-Villars, Paris, pp 367-387.

EFFETTI DELLA GRADAZIONE DI LIMANTRIA *Lymantria dispar* SULL'AVIFAUNA NIDIFICANTE IN UN QUERCETO DEL LAZIO

ROBERTO PAPI

Parco Regionale Marturanum – Piazza G. Marconi, 21 – 01010 Barbarano Romano (VT)
(papi@parchilazio.it)

Dal 1995 i boschi della Riserva Naturale Monte Rufeno, sono oggetto di un programma di monitoraggio tramite l'avifauna nidificante. La comunità ornitica è uno dei taxa più utilizzati come indicatore ambientale per contattabilità, mobilità, rapidità d'adattamento ai cambiamenti e per la possibilità di applicare tecniche di censimento standardizzate che consentono rapida acquisizione e confronto dei dati nel tempo e nello spazio.

Tra gli obiettivi del monitoraggio rientrano anche l'individuazione e la descrizione dei principali fattori di disturbo attraverso le variazioni annuali a livello di specie o di intera comunità. I fattori fin qui studiati sono stati la pullulazione di *Lymantria dispar*, gli interventi di gestione forestale (Papi, 2002) e la frammentazione dell'habitat forestale (Papi e Capizzi, 1998).

I querceti ricoprono gran parte della superficie di Monte Rufeno con un'estensione pari a 1900 ha. Le querce possono essere attaccate da numerose specie d'insetti, tra cui i lepidotteri defogliatori. Nel Lazio la Limantria è la specie che si rinviene con maggior frequenza e abbondanza e che ha causato in alcune zone estese defogliazioni. E' una farfalla di medie dimensioni che depone uova sul tronco o sui rami disposte in ovature e ricoperte con i peli della femmina. Le larve hanno peli non urticanti e si possono nutrire di oltre 400 specie arboree, arbustive ed erbacee. Poiché la Riserva è un'area a rischio di infestazione, con cicli che si ripetono ad intervalli di circa 10-12 anni, la rete di monitoraggio attivata ha consentito di analizzare gli effetti dell'evento sulla comunità ornitica prima, durante e dopo gli attacchi. L'ultima gradazione è avvenuta nel 2001-2003, con culmine nel 2002, quando sono stati completamente defogliati circa 1100 ha di querceti. Dopo circa un mese gli alberi emettono nuove foglie. Nella fase precedente all'infestazione (progradazione, avvenuta nel 2001 con defogliazione di circa 60 ha), il numero degli insetti tende ad aumentare per poi diminuire (retrogradazione, avvenuta nel 2003 con defogliazione di circa 100 ha).

Il metodo utilizzato è stato quello dei punti d'ascolto con durata di 10 minuti e due repliche, la prima nel periodo 10 aprile-10 maggio, la seconda 10 maggio-15 giugno. Sono stati analizzati 10 punti della rete di monitoraggio dove la defogliazione del querceto è stata totale.

Alcune specie, tra cui l'Upupa *Upupa epops*, il Rigogolo *Oriolus oriolus* e il Cuculo *Cuculus canorus*, sono aumentate o comparse ex novo dopo il picco d'infestazione, per poi tornare ai livelli iniziali dopo il 2006 (vedi Fig. 1). L'incremento di disponi-

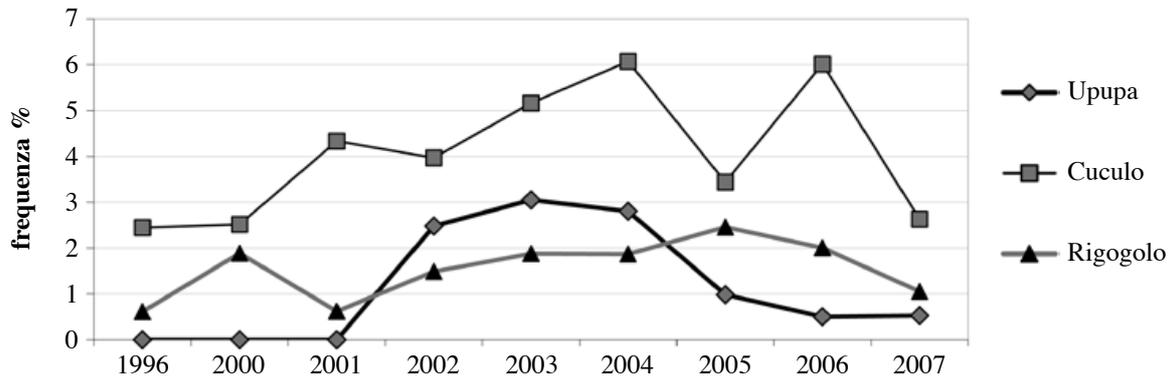


Fig. 1. Andamento nel tempo di alcune specie di tre specie nidificanti in termini di frequenza percentuale nelle aree completamente defogiate dal lepidottero *Lymantria dispar*.

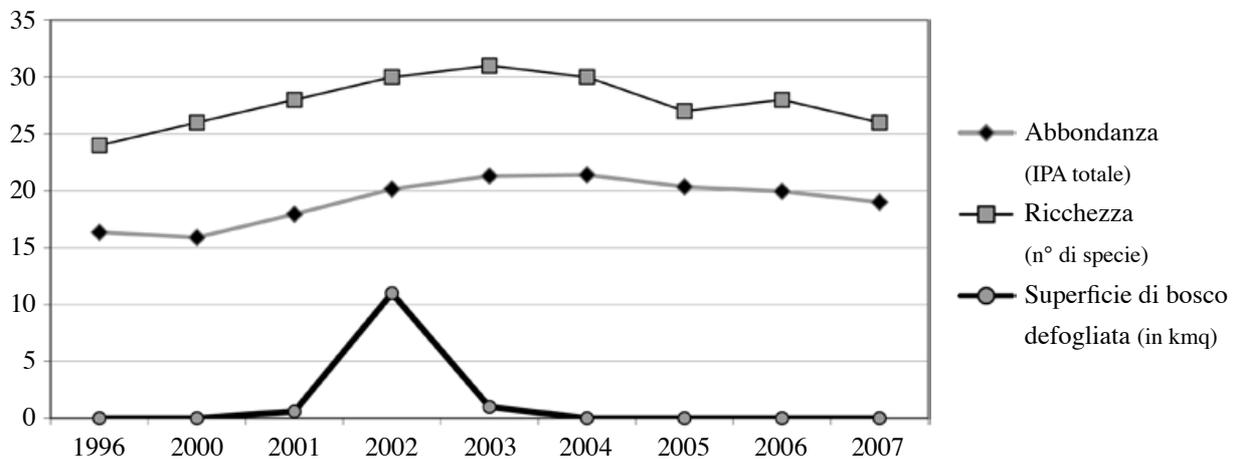


Fig. 2. Superficie boschiva defogliata e andamento nel tempo di due parametri di comunità (abbondanza e ricchezza) nelle aree colpite dall'infestazione del lepidottero *Lymantria dispar*.

bilità alimentare potrebbe aver condizionato il successo riproduttivo, aumentando il numero medio di giovani involati (e probabilmente le percentuali di seconde e terze covate) per le numerose specie che predano la limantria. Anche alcune specie di passeriformi migratori che nidificano nelle foreste nordamericane reagiscono all'incremento di lepidotteri con la deposizione di una seconda covata invece di una sola. Analizzando intervalli sufficientemente lunghi il numero di questi passeriformi nidificanti è soggetto a fluttuazioni parallele a quelle della biomassa dei lepidotteri della precedente primavera. Una specie nordamericana (*Choristoneura fumiferana*) ha un andamento di popolazione simile alla Limantria con gradazioni che causano estese defogliazioni dei boschi. Molte specie di uccelli mostrano un forte incremento in seguito a tale infestazione. Andamento simile è stato rilevato anche per la Balia nera *Ficedula hypoleuca* in Europa settentrionale (Newton, 1998).

È difficile distinguere la parte dell'incremento dovuta all'immigrazione di nuovi ri-

produttori rispetto a quella dovuta all'aumento del successo riproduttivo. Il fatto che queste specie di uccelli raggiungano l'abbondanza più elevata uno o più anni più tardi rispetto al picco di infestazione del lepidottero, tende a supportare l'ipotesi che l'aumento sia dovuto principalmente ad un aumento del successo riproduttivo e della sopravvivenza giovanile.

Si conferma, quindi, il ruolo di alcune specie di uccelli nella predazione delle larve di *Lymantria* e la loro rapidità di risposta al picco di infestazione del lepidottero. A livello di comunità si nota un andamento simile, seppur più attenuato, rispetto alle dinamiche registrate per le singole specie (Fig. 2). Questo spettacolare evento, in effetti, ha aumentato notevolmente la quantità di prede disponibili per gli uccelli insettivori, che rappresentano un'elevata percentuale della comunità di Monte Rufeno: circa il 75% in termini di abbondanza.

Ringraziamenti. Ringrazio Egidio Leandri che ha eseguito rilievi sulla gradazione della *Lymantria* a Monte Rufeno.

Summary

The effects of Gipsy moth *Lymantria dispar* outbreak on a oakwood bird community of the northern Latium (Italy)

The study was carried out in Monte Rufeno Natural Reserve, where the breeding bird communities have been studied since 1995. The bird monitoring program has permitted to study the relationship between breeding bird communities and the leaf shading caused by the gipsy moth's outbreak *Lymantria dispar* on 1100 hectares of oakwood. Some bird species like the Hoopoe *Upupa epops*, the Golden oriole *Oriolus oriolus* and the Common cuckoo *Cuculus canorus* increased their population after the 2002 moth's outbreak and did get back to precedent density after 2006.

BIBLIOGRAFIA

- Newton I., 1998. Population limitation in birds. Academic Press.
- Papi R., Capizzi D. 1998. Effects of habitat isolation and forest management on bird communities in a Mediterranean fragmented woodland. First meeting European Ornithological Union, Bologna. Biol. Cons. Fauna, 102: 290.
- Papi R., 2001. Effetti degli interventi selvicolturali sulla comunità ornitica in un'area protetta del Lazio. Atti convegno SISEF 3: 43-46. Viterbo.

IL PICCHIO DORSOBIANCO *Dendrocopos leucotos lilfordi* E LA STRUTTURA FORESTALE IN FAGGETA

GIOVANNI POTENA ⁽¹⁾, MARCO PANELLA ⁽²⁾, LUCIANO SAMMARONE ⁽³⁾, TIZIANA ALTEA ⁽⁴⁾,
ANDREA MANCINELLI ⁽⁴⁾, GIUSEPPINA MUSILLI ⁽⁴⁾ & MARIO POSILLICO ⁽⁴⁾

⁽¹⁾ *Corpo Forestale dello Stato, Comando Provinciale di Isernia – Via Farinacci, 9 – 86170 Isernia
(cp.isernia@corpoforestale.it)*

⁽²⁾ *CFS, Ispettorato Generale, Ufficio Biodiversità – Via Carducci, 5 – 00187 Roma
(m.panella@corpoforestale.it)*

⁽³⁾ *CFS, Coordinamento Territoriale per l'Ambiente del Parco Nazionale d'Abruzzo, Lazio e Molise
67030 Civitella Alfedena (AQ) (l.sanmarone@corpoforestale.it)*

⁽⁴⁾ *CFS, Ufficio Territoriale Biodiversità – Via Sangro, 45 – 67031 Castel di Sangro (AQ)
(utb.casteldisangro@corpoforestale.it)*

Il Picchio dorsobianco *Dendrocopos leucotos lilfordi* è uno dei *Picidae* più specializzati ed è ritenuto un indicatore di habitat forestali naturali o maturi (Aulen & Carlson, 1990) e della ricchezza specifica delle comunità ornitiche (Mikusinski et al., 2001). Nell'ambito di un progetto Life Natura (Life04/NAT/IT/000190) è stata avviata una ricerca per valutarne distribuzione e uso dell'habitat in 4 SIC nell'Alto Sangro (AQ) (N: 41°50'; E: 14°00') in un'area ampia 16.000 ha.

La selezione dell'habitat in relazione a parametri forestali delle faggete (tipo colturale, stadio di sviluppo, n. piante morte/deperienti -*snag*- n. piante con *dbh* > 50 cm) è stata studiata rilevando la presenza della specie con il metodo del *playback* (Czeszczewik & Walankiewicz, 2006) in 82 punti sistematici (griglia di 500 m) localizzati in 13 *buffer* circolari (raggio 600 m, superficie 113 ha) costruiti intorno alle segnalazioni pregresse della specie (2000-2007, N = 13) e in 10 punti opportunistici. Dal 18 febbraio al 5 giugno 2008 sono state effettuate 283 emissioni (n. medio di rilievi/punto: 3,2; 1-6; DS ±1,35). Il totale dei contatti di Picchio dorsobianco (N = 24) è stato ottenuto 19 volte (79%) con il *playback* e 5 volte (21%) in modo opportunistico. La specie è stata contattata in 15 punti diversi (20% dei punti griglia) con un tasso di risposta pari al 9,3% (n. contatti/n. sessioni *playback*).

Le fustaie coetaneiformi, disetaneiformi e irregolari sono state usate in misura maggiore della disponibilità ($c_2 = 21,5$; $p < 0,01$) (Fig. 1A) così come le fustaie mature e adulte ($c_2 = 32,8$; $p = 0,0001$) (Fig. 1B). Il n. di *snag* o con *dbh* > 50 cm non è risultato significativamente diverso tra i siti in cui è stata rilevata la specie ($\bar{x}_{dbh50} = 0,6$; $ds = \pm 1,12$; $\bar{x}_{snag} = 1,47$; $ds = \pm 1,46$) o meno ($\bar{x}_{dbh50} = 0,25$; $ds = \pm 0,54$; $\bar{x}_{snag} = 1,27$; $ds = \pm 1,45$; $(U_{dbh50}: 405; p = 0,56; U_{snag}: 409; p = 0,59)$).

L'accertamento della presenza nel SIC Monte Genzana costituisce un aggiornamento significativo dei formulari della rete Natura 2000.

La mancanza di una differenza tra siti di presenza/probabile assenza nel n. piante *dbh* > 50 cm o di *snag* suggerisce che la specie sia adattabile e capace di occupare

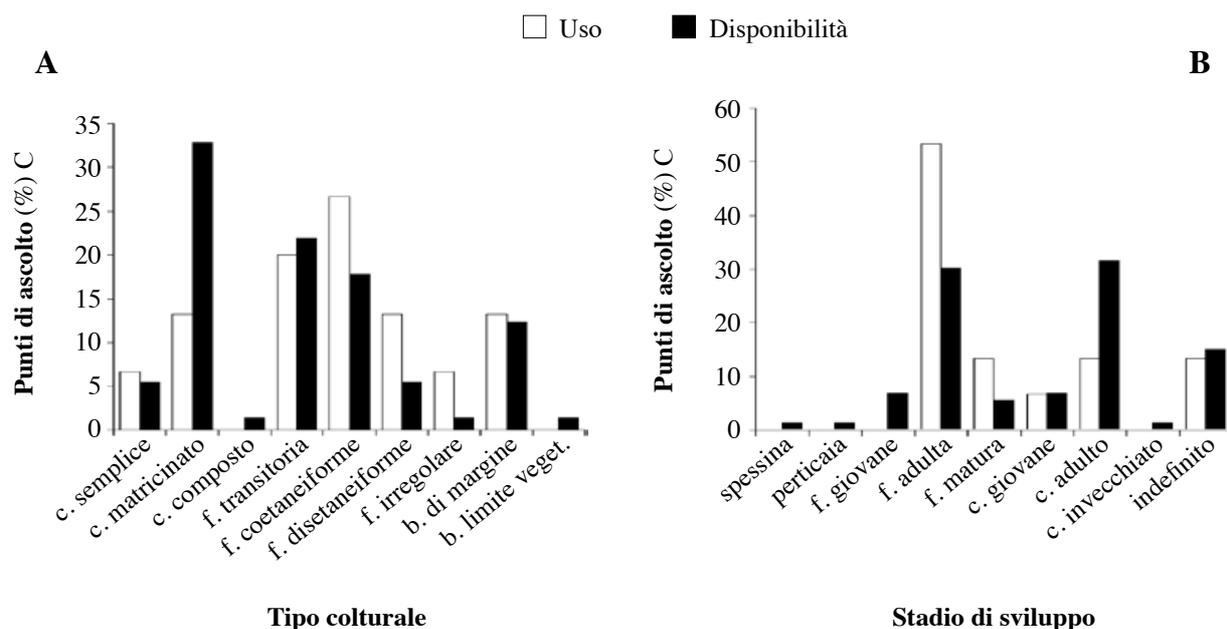


Fig. 1. Uso (% punti in cui il picchio è presente/totale punti campionati) e disponibilità (% punti griglia compresi in ogni categoria/totale dei punti) delle diverse tipologie culturali (A) e stadi di sviluppo (B) delle faggete da parte del picchio dorsobianco nel 2008.

anche siti apparentemente non ottimali. La ricerca del cibo potrebbe avvenire anche su altri substrati (e.g. rami secchi nelle chiome delle fustaie adulte; piante secche con diametri < 15-20 cm). Anche Melletti & Penteriani (2003) hanno verificato che il 16% degli alberi con rami morti viene utilizzato a fini alimentari dalla specie. Inoltre, anche gli alberi vivi possono essere sede di necrosi non apprezzabili che il picchio utilizza per alimentarsi o nidificare (Hågvar et al., 1990; Melletti e Penteriani, 2003). Diversi studi sui picchi con una nicchia ecologica specializzata suggeriscono che queste specie siano legate a risorse proprie delle foreste “naturali” a diverse scale spaziali (Mikusinski & Angelstam, 1998). Pertanto, sia le misure generali che promuovono un aumento delle risorse critiche (e.g. estesi complessi forestali con abbondante necromassa e piante mature, diversificati strutturalmente, contiguità delle aree idonee) sia la pianificazione delle azioni di conservazione con l’obiettivo di aumentare l’estensione delle foreste idonee e migliorare l’approccio culturale all’utilizzo delle risorse forestali, sono benefiche per la conservazione di questa specie (Roberge et al., 2008). Aree basimetriche tra 0,5 e 1,5 m²/ha per le piante morte in piedi e un volume di necromassa di circa 8 - 17 m³/ha rappresentano al momento un prudente ma concreto obiettivo di gestione dell’habitat forestale utile alla conservazione del picchio dorsobianco (Czeszczewik & Walankiewicz, 2006; Roberge et al., 2008).

Ringraziamenti. Si ringraziano la Regione Abruzzo, il Parco Nazionale d’Abruzzo, Lazio e Molise e l’Ufficio Territoriale Biodiversità di Isernia per la collaborazione

ed i rilevatori che si sono dedicati con professionalità a tutte le fasi del lavoro. Un grazie particolare a Mario Romano.

Summary

The White-backed Woodpecker and forest structure in beech woodland

The White-backed Woodpecker (WBW) is a specialised forest dweller with a small distribution range mainly located in central Apennines beech forests. Due to its narrow foraging niche, forest management practices and dead-wood collection for fire-wood impact on its survival removing available resources for WBW's and its preys. Within a Life project (Life04/NAT/IT/000190) we started WBW monitoring to assess its presence in Natura 2000 sites and characteristics of forests associated to it. In 2008 we sampled (playback call) WBW presence sites (N = 13, 2000-2007 data) + 82 grid points within a 1 square-km buffer around presence sites across a systematic grid (total: 75 sampling sites). We carried out 283 playback sessions (mean: 3.2 sessions/point). WBW occurred 19 times within 15 plots. WBW were present in 20% of points. Even-aged, uneven-aged and irregular high-growth stands were used more than available ($\chi^2 = 21.5$; $p < 0.01$) as well as mature and adult high-growth stands ($\chi^2 = 32.8$; $p = 0.0001$). N. of snags and trees dbh > 50 cm was not significantly different between WBW detected vs. not detected sites. Our results suggest collection of further stand quantitative parameters to properly address both research and forest management guidelines for WBW conservation.

BIBLIOGRAFIA

- Aulen G. e Carlson A., 1990. Demography of a declining White-backed Woodpecker population. In Carlson A. e G. Aulen ed.s *Conservation and Management of Woodpecker Populations*. Swedish University of Agricultural Sciences, Dept. of Wildlife Ecology, Report 17. Uppsala, Sweden).
- Czeszczewick D. e Walankiewicz W., 2006. Logging affect the white-backed woodpecker *Dendrocopos leucotos* distribution in the Bialowieza Forest. *Annales Zoologici Fennici*, 43: 221-227.
- Hågvar S., Hågvar G., & Mønnesso E, 1990. Nest site selection in Norwegian woodpeckers. *Holarctic Ecology*, 13: 156-165.
- Melletti M. & Penteriani V., 2003. Nesting and feeding tree selection in the endangered white-backed woodpecker, *Dendrocopos leucotos lilfordi*. *Wilson Bulletin*, 11: 299-306.
- Mikusinski G. & Angelstam P., 1998. Economic geography, forest distribution and woodpecker density in Central Europe. *Conservation Biology*, 12: 200-208.
- Mikusinski G., Gromadzki M. & Chylarecki P., 2001. Woodpeckers as indicators of forest bird diversity. *Conservation Biology*, 15: 208-217.
- Roberge J. M., Mikusinski G. & Villard M-A., 2008. Specialised woodpeckers and naturalness in hemiboreal forests - deriving quantitative targets for conservation planning. *Biological Conservation*, 141: 997-1012.

MIGLIORAMENTI AMBIENTALI E POPOLAZIONI DI FAGIANO *Phasianus colchicus* IN PROVINCIA DI PISA

FRANCESCO SANTILLI⁽¹⁾, DANIELE SCARSELLI⁽²⁾, VITO MAZZARONE⁽³⁾
& ROBERTO MAZZONI DELLA STELLA⁽³⁾

⁽¹⁾ Via Dini, 3 – 57021 Campiglia M.ma (LI) (perdix@teletu.it)

⁽²⁾ Corso Amedeo, 141 – 57125 Livorno

⁽³⁾ Servizio difesa fauna, Provincia di Pisa – Via Nenni, 24 – 56124 Pisa

I miglioramenti ambientali a fini faunistici rappresentano uno tra i più utili strumenti con approccio ecologico, per favorire le popolazioni di piccola selvaggina riducendo al minimo gli interventi “artificiali” di ripopolamento. Oltre a ciò questi interventi tendono a favorire le altre specie tipiche degli ambienti agricoli (Parish & Sotherton 2004). Per questo motivo il Servizio Difesa Fauna della Provincia di Pisa ha intrapreso un vasto programma di miglioramento ambientale che ha riguardato le aziende agricole ricadenti all’interno delle Zone di Ripopolamento e Cattura (ZRC) della provincia stessa con una spesa che è passata da 143.000 € nel 2004 a 274.000 € nel 2007.

Gli interventi effettuati sono stati prevalentemente di tipo annuale (colture a perdere seminate nell’autunno o nella primavera precedente, rilascio autunnale di stoppie). In alcuni casi le colture a perdere sono state mantenute anche per una seconda stagione (prati ed incolti gestiti). La densità del fagiano è stata rilevata annualmente in ciascuna delle 18 aree nel periodo dicembre-gennaio tramite distance sampling da transetto lineare. In questo periodo i miglioramenti effettuati hanno da poco superato il loro massimo sia come copertura vegetale che disponibilità di semi.

Le densità di Fagiano *Phasianus colchicus* sono state messe in relazione con le superfici investite in miglioramenti ambientali all’interno dei 18 ZRC mediante regressione semplice. Oltre a ciò, è stata effettuata un’analisi di regressione multipla inserendo come variabili dipendenti anche le caratteristiche ambientali ricavate dal Corine Land Cover (CLC) 2000.

I risultati mostrano che il Fagiano sembra rispondere positivamente ai miglioramenti ambientali. La densità di questo galliforme è risultata di 18,1 capi/kmq nel 2004, 19,4 capi/kmq nel 2005, 20,8 capi/kmq nel 2006 e 23,8 capi/kmq nel 2007. Oltre all’investimento economico totale, il fagiano sembra rispondere positivamente al numero di campetti a perdere realizzati per kmq, alle superfici occupate da prati ed incolti gestiti (residui delle colture a perdere dell’anno precedente) ed alle colture a perdere primaverili (Tab. 1). Il modello multivariato ha selezionato, fra le varie tipologie di miglioramento ambientale associate positivamente con la densità di Fagiano, i prati e gli incolti gestiti ed il numero di campetti a perdere per kmq (Tab. 2). Fra le variabili ambientali ricavate dal CLC sembrano giocare un ruolo negativo

Tipo di miglioramento ambientale	R²	P
Totale investimento in miglioramenti ambientali €/ha	0,086	< 0,05
Colture a perdere autunnali Ha/kmq	0,046	n.s.
Colture a perdere primaverili Ha/kmq	0,081	< 0,05
Prati ed incolti gestiti Ha/kmq	0,099	<0,01
Totale colture a perdere Ha/kmq	0,039	n.s.
Numero di appezzamenti di colture a perdere per kmq	0,145	< 0,01
Posticipazioni colturali (fino all'autunno) Ha/kmq	0,028	n.s.

Tab. 1. Relazioni lineari fra densità di Fagiano e miglioramenti ambientali.

	Coeff.	SE	P
Intercept	15,700	3,250	< 0,001
Variabili selezionate			
Aree a vegetazione boschiva e arbustiva in evoluzione	-1,004	0,442	0,027
Prati stabili	-1,419	0,397	< 0,001
Vigneti	-1,256	0,416	<0,01
Lunghezza dei margini dei boschi	0,001	0,000	<0,01
Miglioramenti ambientali: prati ed incolti gestiti	6,562	3,506	0,066
Miglioramenti ambientali: numero di appezzamenti	3,321	1,333	0,016

Tab. 2. Variabili selezionate dal modello di regressione multipla stepwise della densità di fagiani nelle ZRC della provincia di Pisa (R^2 0,435 d.f. 68).

i cespugliati, i pascoli ed i vigneti, mentre lo sviluppo lineare del margine del bosco è risultato associato positivamente con la densità di Fagiano (Tab. 2), come evidenziato anche in altri studi (Hill & Robertson 1988).

Anche se non si può escludere che gli interventi realizzati, e in modo particolare le colture a perdere, determinino semplicemente una maggiore concentrazione dei fagiani nelle ZRC durante il periodo invernale, tale effetto è da valutarsi positivamente in quanto può facilitare la cattura e il successivo irradiazione di riproduttori al termine della stagione venatoria (Santilli & Bagliacca 2008). Sembra inoltre, che i maggiori benefici si ottengano realizzando appezzamenti di ridotte dimensioni ma ben distribuiti sul territorio. L'effetto positivo ottenuto dai prati e gli incolti gestiti potrebbe indicare l'importanza di queste superfici per la riproduzione e l'allevamento dei piccoli (Draycott et al., 2009).

Ringraziamenti. Un particolare ringraziamento va alla dott. Roberta Menconi che ha curato la parte amministrativa con grande precisione e pazienza.

Summary

Habitat improvements and Pheasant populations in the province of Pisa (Italy)

The management of farmland habitat is the more friendly tool to conserve and improve gamebird populations. For this reason the Game & Wildlife Services of the Province of Pisa have been started an habitat improvement plan regarding the farms localised inside the game reserves of the province. This program reached in 2007 a cost of 274.000 €.

We have analysed the effectiveness of this program comparing the winter pheasant densities of 18 game reserves with the habitat improvements realised. We have carried out linear and multiple (stepwise) regression. In the last case the habitat variables obtained by Corine Land Cover 2000 were also considered. Results shows that pheasant benefits by the habitat improvement and in particular by the number of game crop fields per kmq and by grassland and managed meadows.

Within the variables of CRC the multivariate model selected transitional woodland-shrub, pastures and vineyards as negative factors while woodlands edge length was selected as positive factor.

BIBLIOGRAFIA

- Draycott R.A.H., Bliss T.H., Carrol J.P., Pock K. 2009: Provision of brood-rearing cover on agricultural land to increase survival of wild ring-necked pheasant *Phasianus colchicus* broods at Seefeld Estate, Lower Austria, Austria. *Conservation Evidence* (2009) 6, 6-10.
- Hill, D. & Robertson, P. 1988: *The Pheasant - Ecology, Management and Conservation*. - BSP Professional Books London.
- Parish D.M.B., Sotherton N.W. 2004: Game crops and threatened farmland songbirds in Scotland: a step towards halting population declines. *Bird Study* (2004) 51, 107-112.
- Santilli F. & Bagliacca M. 2008: Factors influencing pheasant harvesting in Tuscany. *Wildlife Biology*, 14, 3: 281-287.

EFFETTI DELLE PRATICHE AGRICOLE SULLA PRESENZA DI *Alaudidae* E *Phasianidae* IN PERIODO RIPRODUTTIVO NELLA RISERVA NATURALE DI DECIMA-MALAFEDE (ROMA)

MARCO TROTTA

Via di Santa Felicola 99 – 00134 Roma (marcotrot@gmail.com)

La trasformazione degli habitat in seguito a bonifiche, la meccanizzazione agricola e l'uso dei pesticidi sono tra le minacce principali per gli uccelli che si riproducono in ambienti agricoli. Tucker e Heath (1994), hanno valutato che oltre il 40% delle specie ornitiche in declino in Europa sono influenzate dall'agricoltura intensiva. In questo studio, vengono indagati gli effetti delle pratiche agricole sulla presenza di alaudidi e fasianidi in periodo riproduttivo nella Riserva di Decima-Malafede. Quest'ultima, si sviluppa su 6145 ha a ridosso della città di Roma ed è tra le più estese ed importanti aree protette della campagna romana.

Le formazioni boschive costituiscono oltre il 12% della superficie della riserva, i complessi residenziali occupano il 5% ed oltre 400 ha sono costituiti da prati stabili (Sarrocco et al., 2002). La restante parte del territorio è caratterizzata da estese zone agricole destinate sia a monoculture intensive che, in misura minore, ad agricoltura biologica ed estensiva.

Le aree di studio all'interno della Riserva sono state localizzate laddove in un precedente studio erano stati registrati i valori di abbondanza più elevati di alaudidi e fasianidi (Trotta 2000). Sono state prescelte nove aree che sono state visitate due volte nel corso delle stagioni riproduttive (2001-2005). È stato utilizzato il metodo I.P.A. (Bibby et al., 1992). La durata delle stazioni di rilevamento è stata di 10 minuti; per ogni stazione è stata registrata la tipologia di coltura impiantata e il numero medio di coppie di alaudidi e fasianidi, considerando 1 coppia nel caso di individui in attività territoriale e 0,5 per gli altri.

Sono state osservate cinque specie (quaglia *Coturnix coturnix*, fagiano *Phasianus colchicus*, calandrella *Calandrella brachydactyla*, cappellaccia *Galerida cristata* e allodola *Alauda arvensis*). Le specie più comuni sono risultate allodola e cappellaccia. Le superfici destinate a set-aside hanno fatto registrare il numero più elevato di specie; solo l'allodola ha mostrato una preferenza per questa tipologia di terreni agricoli (Tab. 1). La cappellaccia e la quaglia hanno utilizzato maggiormente le colture leguminose foraggere, la Calandrella le coltivazioni di Brassicacee. Il fagiano è risultato equamente distribuito tra le colture graminacee ceralicole e foraggere e i terreni a riposo, a conferma della plasticità ecologica di questa specie (Cocchi et al., 1998). Il valore più elevato di I.P.A. medio si registra nei terreni a riposo e nelle coltivazioni di Brassicacee (Tab. 1). Nel Regno Unito, Buckingham et al. (1999), registrano nei seminativi lasciati a riposo una maggiore presenza invernale degli uccelli.

Colture	N° stazioni	I.P.A. medio	I.P.A. medio				
			Quaglia	Fagiano	Calandrella	Cappellaccia	Allodola
graminacee cerealicole	23	2,9	0,1	0,1	0,0	0,8	2,0
graminacee foraggere	3	3,0	0,0	0,2	0,0	1,2	1,7
leguminose foraggere	4	2,6	0,3	0,0	0,0	1,4	1,0
crucifere	4	3,9	0,0	0,0	0,5	0,8	2,6
composite	2	2,3	0,0	0,0	0,0	0,8	1,5
pascoli	5	1,1	0,0	0,0	0,0	0,3	0,8
set-aside	4	4,8	0,1	0,1	0,4	1,1	3,1

Tab. 1. Indice di abbondanza di alaudidi e fasianidi ed I.P.A. medio registrato nelle diverse colture.

	Colture impiantate	Set-aside	I.P.A. medio
Stazione 1	3	2	4,3
Stazione 2	3	2	4,8
Stazione 3	3	0	3,2
Stazione 4	2	0	3,8
Stazione 5	4	0	3,1
Stazione 6	4	0	2,1
Stazione 7	4	0	0,7
Stazione 8	3	0	3
Stazione 9	2	0	1,3

Tab. 2. Numero di colture impiantate nelle singole stazioni, numero di anni in cui il terreno è stato destinato a set-aside nel quinquennio 2001-2005 e valori I.P.A. medio registrati per ciascuna stazione.

A differenza di quanto rilevato da Calvario & Sarrocco (1997) in un'indagine sulle comunità ornitiche degli ambienti a vegetazione erbacea del Lazio, i pascoli fanno registrare valori di abbondanza minimi. Nella Riserva di Decima-Malafede, l'intenso pascolamento ovino determina infatti un forte degrado e un utilizzo limitato di questo ambiente da parte delle specie ornitiche. Anche i risultati ottenuti da Quadrelli (1992), in una zona agricola intensiva della Pianura Padana, in cui l'autore ha registrato un'abbondanza maggiore dell'allodola nelle colture foraggere, non trovano riscontro in questo studio. Nelle aziende dove si attuano pratiche agricole intensive i territori riproduttivi dell'allodola possono però essere soggetti a forte instabilità (Eraud & Boutin, 2002), rendendo quindi difficile un confronto. Analizzando i dati per singola stazione non si osserva alcuna incidenza della rotazione colturale sui valori di abbondanza, al contrario di quanto avviene invece per i terreni soggetti a set-aside che fanno registrare in due stazioni i valori più elevati di I.P.A. medio (Tab. 2). La presente indagine evidenzia l'importanza del set-aside per la comunità di alaudidi e fasianidi in periodo riproduttivo. Gli effetti benefici di questa pratica agricola sulle

risorse naturali sono ampiamente documentati in letteratura (Van Buskirk & Willi, 2004; IEEP, 2008).

Alla luce di queste considerazioni sarebbe auspicabile da parte dell'Unione Europea un ripristino della pratica del set-aside, introdotta nel 1998 ed abolita a partire dal 2009 a seguito delle decisioni prese nell'ambito della "valutazione dello stato di salute" della PAC. Per una maggiore tutela dell'avifauna è altresì importante che le operazioni di sfalcio e trinciatura delle infestanti non siano effettuate prima del mese di luglio, periodo in cui le specie che nidificano a terra hanno ormai concluso l'attività riproduttiva.

Summary

The effects of agricultural practices on *Alaudidae* and *Phasianidae* during the breeding period in the Natural Reserve of Decima-Malafede (Rome)

Five species have been found (Quail, Pheasant, Short-toed Lark, Crested Lark, Skylark), the Skylark and the Crested Lark are the most common species. The abundance and richness of the species is higher in the set-aside lands, only the Skylark showed a preference for this type of lands. The Crested Lark and the Quail showed a preference for forage cultivations, the Short-toed Lark for Brassicaceae cultivations. The crop rotation doesn't affect on the abundance of the species. The re-establishment of the set-aside practice and the deferment to the summer month of working fields would be a great help for the species of *Alaudidae* and *Phasianidae* which nest in the Natural Reserve of Decima-Malafede.

BIBLIOGRAFIA

- Buckingham D.L., Evans A.D., Morris A.J., Orsman C.J., Yaxley R. 1999. Use of set-aside land in winter by declining farmland bird species in the UK. *Bird Study*, 46 : 157-169
- Calvario E. & Sarrocco S. 1997. Censimenti delle comunità ornitiche degli ambienti a vegetazione erbacea del Lazio (Italia centrale). *Alula*, IV (1-2): 87-92.
- Cocchi R., Riga F. Toso F. 1998. Biologia e gestione del fagiano. Istituto Nazionale per la Fauna Selvatica. Ed. Documenti Tecnici, 22: 146.
- Eraud C. & Boutin J.M. 2002. Density and productivity of breeding Skylarks *Alauda arvensis* in relation to crop type on agricultural lands in western France. *Bird Study*, 49: 287-296.
- IEEP 2008. The Environmental Benefits of Set aside in the EU - A summary of evidence, Institute for European Environmental Policy, study prepared for DEFRA, February 2008.
- Quadrelli G. 1995. Presenza e densità dell'Allodola, *Alauda arvensis*, nel Basso Lodigiano. *Riv. ital. Orn.*, 65: 152-154.
- Sarrocco S., Battisti C., Brunelli M., Calvario E., Ianniello L., Sorace A., Teofili C., Trotta M., Visentin M. & Bologna M. A. 2002. L'avifauna delle aree naturali protette del comune di Roma gestite dall'Ente RomaNatura. *Alula*, IX (1-2): 3-31.
- Trotta M. 2000. Analisi quantitativa dell'avifauna nidificante nella Riserva Naturale di Decima-Malafede (Lazio). *Uccelli d'Italia*, 25: 43-48.
- Tucker G.M. & Heath M.F. 1994. *Birds in Europe: their conservation status*. Cambridge, U.K.: BirdLife International (BirdLife Conservation Series N° 3).
- Van Buskirk J. & Willi Y. 2004. Enhancement of Farmland Biodiversity within Set aside Land, *Conservation Biology*, 18: 987-994.

NIDIFICAZIONE DEL NIBBIO BRUNO *Milvus migrans* IN TRE COLONIE DEL LAZIO: STUDIO PER UNA CORRETTA GESTIONE DEI SISTEMI FORESTALI MEDITERRANEI

MARA VALORI⁽¹⁾, FABIO BORLENGHI⁽²⁾, LEONARDO CINTIO⁽³⁾, SANTINO DI CARLO⁽²⁾,
FABIO SCARFÒ⁽⁴⁾, MARZIO ZAPPAROLI⁽³⁾, JACOPO G. CECERE⁽¹⁾ & LUIGI BOITANI⁽¹⁾

⁽¹⁾ *Dip. Biologia animale e dell'Uomo, Università di Roma "La Sapienza"*
Viale dell'Università, 32 – 00185 Roma (mara.valori@libero.it)

⁽²⁾ *ALTURA*

⁽³⁾ *Dip. Protezione delle Piante, Università degli Studi della Tuscia – Via San C. De Lellis snc*
01100 Viterbo

⁽⁴⁾ *LIPU (fabiof@alice.it)*

Il Nibbio bruno *Milvus migrans* è una specie di alto valore conservazionistico, SPEC3, inclusa nell'Allegato I della Direttiva Uccelli, vulnerabile per la Lista Rossa nazionale (LIPU & WWF, 1999; BirdLife International, 2004). In Italia è migratrice regolare e svernante localizzata; la sua minaccia principale è la trasformazione e perdita dell'habitat di nidificazione (Brichetti & Fracasso, 2003). Nel Lazio nidifica principalmente in boschi di latifoglie nelle zone litoranee, collinari e submontane a N di Anzio dai 0 agli 800 m s.l.m., inoltre coppie isolate, in modo frammentario, occupano diverse zone appenniniche e preappenniniche (Cauli, 2006). Nella provincia di Roma sono presenti quattro colonie di particolare interesse: a Castelporziano, a Castel di Guido, nei pressi della Riserva Naturale Tenuta Massimi e all'interno del Parco Naturale Regionale Bracciano-Martignano (Petretti, 1995; Borlenghi, 1996; De Giacomo et al., 2004a). Sebbene le prime tre colonie siano state studiate di recente (Battisti et al., 2003; Cecere & Ricci, 2003; De Giacomo et al., 2004b), per quella nei pressi del lago di Bracciano vi è solo nota nell'Atlante regionale (Petretti, 1995) e non vi sono recenti studi pubblicati. Se si considera che 2 delle 4 colonie, quella presente nella R.N. Tenuta Massimi e quella del P.N.R. Bracciano-Martignano, sono inserite in aree per la maggior parte antropizzate e soggette a piani di taglio boschivo, si comprende quanto sia importante individuare con esattezza i siti di nidificazione al fine di fornire informazioni utili per pianificare una corretta e attenta gestione forestale.

L'obiettivo dello studio è quello di effettuare censimenti completi all'interno delle colonie di Castel di Guido, Tenuta dei Massimi e Bracciano-Martignano, localizzando tutte le coppie nidificanti nel 2009.

Dal mese di marzo 2009 sono state eseguite uscite su campo con cadenza settimanale per ciascuna area per rilevare l'arrivo delle coppie. Da aprile, periodo in cui inizia la costruzione del nido, le uscite sono state intensificate a due rilievi settimanali per colonia. Le osservazioni sono state effettuate sempre in condizioni metereologiche favorevoli dalle 10.00 del mattino all'ora del tramonto. Osservando l'intensa attivi-

tà degli individui durante l'affermazione dei territori e la costruzione del nido, oltre agli eventi di copula, è stato possibile localizzare l'albero-nido (albero in cui è costruito il nido) di tutte le coppie. Ciò è stato facilitato dall'assenza delle foglie sulla gran parte delle piante durante il periodo di insediamento della coppia. In maggio il lavoro di campo è stato sospeso per non recare disturbo durante l'incubazione. Le osservazioni sono riprese in giugno-luglio, periodo di schiusa delle uova ed involo dei giovani per confermare l'occupazione dei nidi localizzati precedentemente, effettuando 6 uscite per colonia. Dove le condizioni di visibilità lo permettevano, è stato definito il numero dei *pulli* nati ed involati.

In totale sono state censite e localizzate 25 coppie: 10 a Castel di Guido, 5 nei pressi di Tenuta Massimi e 10 nel P.N.R. Bracciano-Martignano. Per 19 nidi è stato possibile definire il numero di giovani involati ($\mu= 1,42$; Min 0; Max 3; $\sigma= 0,84$).

Grazie al lavoro svolto sono state fornite precise conoscenze riguardo la presenza e distribuzione attuale delle coppie di Nibbio bruno in tre delle quattro aree più importanti per la specie nel Lazio situate nella provincia di Roma (de Giacomo et al., 2004a). Tali informazioni costituiscono la base per la pianificazione di tagli boschivi attenti alle esigenze di conservazione della specie. In particolare, con il presente studio si mostrano per la prima volta i dati relativi alla colonia del bosco di Vigna di Valle che comprende circa l'80% delle coppie nidificanti nel P.N.R. Bracciano-Martignano e in cui si riscontra una situazione particolarmente sensibile a causa dei recenti tagli boschivi ed i futuri proposti. La presentazione dei risultati di questa ricerca all'Ente Parco, ha permesso di bloccare definitivamente i tagli boschivi pianificati per l'area di Vigna di Valle, attraverso l'acquisizione di parte del bosco e la compensazione dei mancati guadagni.

Ringraziamenti. Si ringraziano per la collaborazione e il supporto Corrado Battisti e Alessia De Lorenzis, resp. Oasi LIPU Castel di Guido. Si ringrazia inoltre il Parco Naturale Regionale Bracciano-Martignano e la LIPU per il sostegno al progetto.

Summary

Black Kite *Milvus migrans* nesting in three colonies of Lazio (Italy): a study for a correct management of mediterranean woodlands

Black Kite is a bird species with an high conservation value. Its main threat is qualification and loss of nesting habitat, mostly representing for mix oak- woods in the study area. In Lazio there are four colonies of particular interest: in Castelporziano, Castel di Guido, Natural Reserve Tenuta Massimi and into the Regional Natural Park of Bracciano-Martignano. During the breeding season 2009 we achieved an intensely searching of active nests in the last three areas located in the surroundings of Rome. These zones are most anthropics and in the two last cases interested for cutting woodland planes. We identified 10 nesting sites in Castel di Guido, 5 in Tenuta Massimi and 10 in the R.N.P. of Bracciano-Martignano. By this study we provide important information about the current distribution and consistence of Black Kite

pairs presents in the study area, useful for a correct management of woodland cutting according with the conservation of threatened species. Especial we show for the first time data about the colony presents in the woodland of Vigna di Valle (R.N.P. of Bracciano-Martignano) that represents around 80% of the pairs in the Park. Here there is a critical situation for the last cutting accomplished and the future designated. Thanks to this work these cutting planes were blocked definitely and the woodland interested was partly acquired and partly indemnified.

BIBLIOGRAFIA

- Battisti C., Mari C., Tommasetti M., Zocchi A., 2003. La colonia suburbana di Nibbio bruno *Milvus migrans* a Roma: attività riproduttiva e roosting premigratorio. Riv. Ital. Orn., 73 (2): 97-103.
- BirdLife International, 2004. *Birds in Europe. Population estimates, Trends and Conservation Status*. BirdLife Conservation Series, no. 12. BirdLife International, Cambridge.
- Borlenghi F., 1996. Nidificazione di Nibbio bruno *Milvus migrans* all'interno del raccordo anulare di Roma. Alula, 3: 122-123.
- Brichetti P. & Fracasso G., 2003. Ornitologia italiana. Vol.1 - Gaviidae - Falconidae. Alberto Perdisa Editore, Bologna.
- Cauli F., 2006. Rapaci del giorno e della notte - Guida agli uccelli rapaci diurni e notturni del Lazio. Edizioni Belvedere, Latina.
- Cecere J. & Ricci S., 2003. Il Nibbio bruno *Milvus migrans* a Castel di Guido (Roma): nidificazione e roosting premigratorio. Alula, 10: 75-80.
- De Giacomo U., Battisti C., Cecere J.G., Ricci S., Borlenghi F., Tinelli A., 2004a. La popolazione romana di Nibbio bruno (*Milvus migrans*): aspetti ecologici: 95-122. In Corsetti L. (ed.) Uccelli Rapaci nel Lazio: status, distribuzione e strategie di conservazione. Atti del Conv., Sperlonga, 13 dic. 2003. Edizioni Belvedere, Latina.
- De Giacomo U., Tinelli A., Bruni A., 2004b. Il monitoraggio degli Accipitriformi nella Tenuta di Castelporziano: 65-84. In Corsetti L. (ed.) Uccelli Rapaci nel Lazio: status, distribuzione e strategie di conservazione. Atti del Conv., Sperlonga, 13 dic. 2003. Edizioni Belvedere, Latina.
- LIPU & WWF (a cura di). Calvario E., Gustin M., Sarrocco S., Gallo-Ursi U., Bulgarini F., Fraticelli F., 1999. Nuova Lista Rossa degli Uccelli nidificanti in Italia. Riv.Ital.Orn., 69: 3-43.
- Petretti F., 1995. Nibbio bruno *Milvus migrans*. In: Boano A., Brunelli M., Bulgarini F., Montemagiori A., Sarrocco S., Visentin M. (Eds.). Atlante degli uccelli nidificanti nel Lazio. Alula, 2: 25-26.

**INFLUENZA DELLO SFALCIO ERBACEO SULLA SELEZIONE
DELLE AREE DI FORAGGIAMENTO IN UNA POPOLAZIONE
ALPINA DI PASSERA LAGIA *Petronia petronia*
IN PERIODO RIPRODUTTIVO**

GIANPALMO VENUTO, FRANCESCA DE CARO & TONI MINGOZZI

Università della Calabria, Dip. Ecologia – Via P. Bucci, Cubo 4/B – 87036 Rende (CS)
(*tmingoz@unical.it*)

Sulle Alpi l'abbandono delle pratiche agro-pastorali tradizionali sta determinando una progressiva regressione di biotopi erbacei (Taillefumier & Piegay, 2003), con conseguenze negative sui *pattern* di distribuzione/abbondanza di specie e comunità animali, uccelli inclusi, associate a tali ambienti (Bolliger et al., 2007).

Una popolazione di Passera lagia *Petronia petronia* nidificante in villaggi associati a prato-pascoli dell'alta Val Susa (TO) è oggetto di uno studio multidisciplinare sin dal 1991 (Mingozzi et al., 1994). In questo lavoro sono analizzate le preferenze ambientali (micro-habitat) delle femmine in periodo di allevamento dei nidiacei al fine di valutare l'eventuale influenza dello sfalcio erbaceo nella ricerca trofica.

L'intera popolazione in studio nidifica in cassette-nido ($n = 42$) ed è composta da soggetti ($n = 50/70$ anno) marcati individualmente per il riconoscimento a distanza. Lo studio ha interessato 5 femmine imbeccanti nella stazione di Champlas Janvier (m 1780). I punti di foraggiamento di ogni soggetto sono stati mappati (periodo: 24 giugno-16 luglio 2005) tramite GPS per sessioni di monitoraggio a cadenza di 3 giorni (in toto, $n = 219$ punti), mentre l'estensione progressiva dello sfalcio (perimetro delle aree) è stata mappata quotidianamente, sempre tramite GPS. La selezione d'habitat è stata analizzata attraverso:

- a) la definizione di *buffer* circolari individuali, di raggio pari alla distanza massima raggiunta da ogni soggetto (Fig. 1a);
- b) l'analisi composizionale delle aree di foraggiamento (*buffer*) tramite *software* GIS;
- c) l'applicazione dell'Indice di Preferenza Ambientale (I) di Jacobs (1974):

$$I = \frac{n/N - s/S}{n/N + s/S}$$

dove n rappresenta il numero di punti di foraggiamento registrati in una data tipologia ambientale, N il numero totale di punti di foraggiamento, s la superficie totale della tipologia ambientale considerata e S la superficie totale del *buffer* di foraggiamento della femmina. L'indice varia tra -1 e +1 e assume valori: positivi se l'ambiente è selezionato e utilizzato in proporzione maggiore alla disponibilità; negativi

se è evitato o usato in proporzione inferiore alla disponibilità; pari a 0 se è utilizzato in proporzione alla disponibilità.

In Fig. 1.b sono riportati i valori dell'indice di Jacobs risultanti per le aree sfalciate, rapportati alle estensioni dei *buffer* di foraggiamento e alle proporzioni di sfalcio vs. non-sfalcio.

Si rileva che, nonostante la limitata estensione territoriale complessiva delle aree sfalciate in rapporto all'estensione complessiva delle aree di foraggiamento individuali (max. = 33,6%; negli altri casi tra 7,8% e 16,1%), l'Indice di Jacobs mostra valori positivi per l'uso delle aree sfalciate, (min. = 0,33; negli altri casi tra 0,71 e 0,85), ad indicarne un utilizzo preferenziale e in proporzione maggiore alla disponibilità, per tutte le 5 femmine monitorate.

I risultati della ricerca evidenziano una netta preferenza di *Petronia* per le aree sfalciate come sito di ricerca trofica per l'allevamento dei nidiacei. Tale preferenza può essere determinata da una più agevole cattura delle prede (ortotteri, al 76,5%, Mingozi et al., 1994), indipendentemente dalla loro abbondanza (Venuto, 2002). Uno studio sull'evoluzione paesaggistica del SIC IT1110026 "Champlas-Colle Sestrières" nel ventennio 1981-2000 (Cavallero et al., 2008) - nel cui ambito territoriale ricadono 2 delle 4 stazioni di ricerca - mostra una regressione dell'88,8% delle aree sfalciate. Lo stesso studio evidenzia altresì come l'abbandono dello sfalcio induca

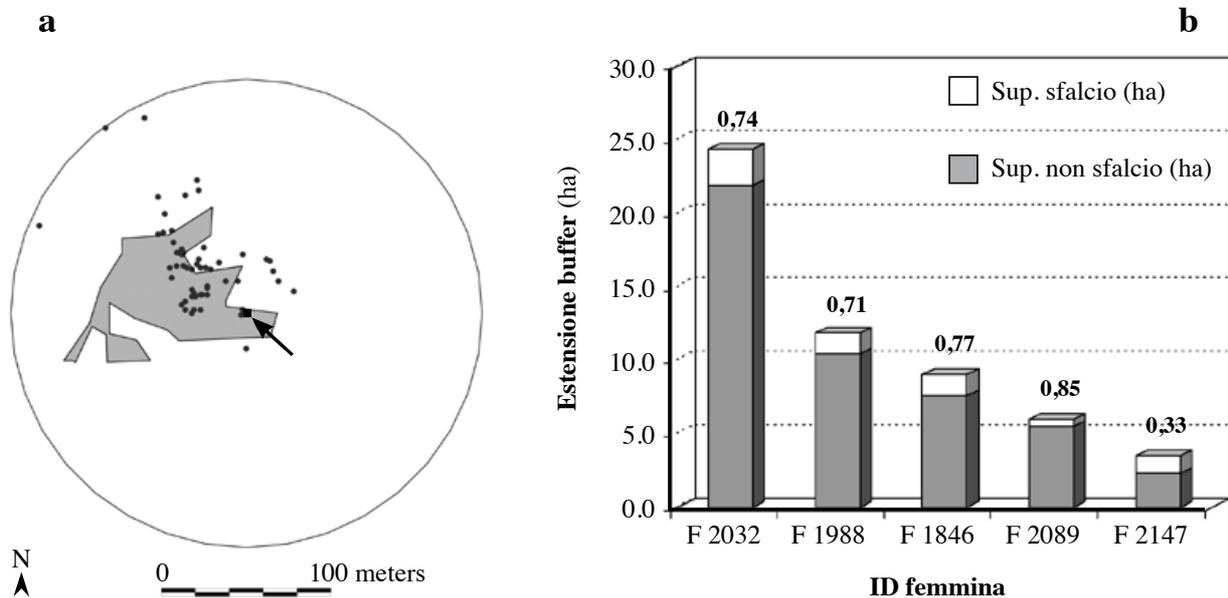


Fig. 1. (a). Buffer di foraggiamento (cerchio) della femmina di *P. petronia* ID2089 (nido CJ24, indicato dalla freccia) nella stazione di Champlas Janvier (luglio 2005). L'area in bianco rappresenta la superficie sfalcata (vs. non sfalcata, in grigio), i tondi i punti di foraggiamento della femmina (n = 57). (b). Variazioni di utilizzo delle aree di sfalcio vs. non-sfalcio delle 5 femmine imbeccanti di *P. petronia* nella stazione di C. Janvier (luglio 2005) ordinate per dimensione decrescente dei buffer individuali (barre verticali). Per ogni barra è riportata la proporzione di area a sfalcio (bianco) vs. l'area di non-sfalcio (grigio). Le variazioni dei valori dell'Indice di Jacobs sono indicati dalle cifre incorniciate.

non solo cambiamenti fisionomici delle fitocenosi erbacee (riforestazione), ma anche, attraverso l'abbandono di concimazione e irrigazione, una riduzione della diversità floristica che si ripercuote, con ogni probabilità, sull'abbondanza di ortotteri, prede preferenziali di *Petronia*.

La regressione dello sfalcio erbaceo può dunque agire negativamente sul successo riproduttivo e (a medio-lungo termine) sulla stessa permanenza della specie, attraverso la riduzione delle fisionomie d'habitat più favorevoli alla ricerca trofica. Il fenomeno può, in effetti, giustificare la scomparsa di siti di nidificazione precedentemente abitati (e non più sottoposti a sfalcio) e la permanenza di *Petronia* nei siti attuali (ancora in parte sfalciati).

Summary

Influence of grassland mowing on the foraging habitat selection in an alpine breeding population of Rock Sparrow *Petronia petronia*

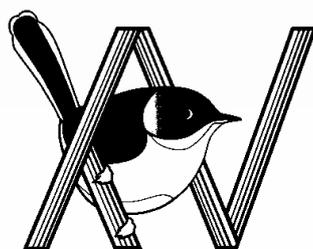
Traditional agro-pastoral practices, such as field cultivation, cattle grazing and grass mowing, are declining in most alpine valleys following general socio-economic changes. These habitat transformations are likely to have significant effects on openland bird species. In the Upper Susa Valley (Western Italian Alps), a breeding population (50-70 birds/year) of Rock Sparrow was studied since 1991 using nest boxes (n = 42) and individual colour ringing. In this paper the influence of grassland mowing vs. abandonment on the foraging habitat selection of 5 breeding females was analyzed. Results showed a clear preference of breeding females for mowed grasslands where grasshoppers, which represent 75% of prey carried to the nest, are more easily caught. Rarefaction of primary foraging habitat during the breeding season may explain, at least partially, the population decline of the Rock Sparrow in the study area.

BIBLIOGRAFIA

- Bolliger J., Kienast F., Soliva R. & Rutherford G., 2007. Spatial sensitivity of species habitat patterns to scenarios of land use change (Switzerland). *Landscape Ecol.*, XXII: 773-789.
- Cavallero A., Mingozzi T., Gorlier A., Massolo A., Lonati M., Venuto G., Lombardi G. & Tepa G., 2008. Evoluzione ecologica e paesaggistica del SIC "Champlas - Colle Sestrières" (cod. IT-1110026), dal 1980 a oggi: conseguenze e previsioni per una corretta strategia gestionale. Relazione tecnica. Convenzione tra Regione Piemonte, Settore Pianificazione Aree Protette e Università di Torino, 86 pp.
- Jacobs J., 1974. Quantitative measurements of food selection. *Oecologia*, XIV: 413-417.
- Mingozzi T., Biddau L., Rinaldi F. & Rosselli D., 1994. The rock sparrow *Petronia petronia* in the western Alps: a multidisciplinary research program. *Mus. reg. Sc. Nat. Torino*, Atti VI Convegno Italiano di Ornitologia, Torino, 8 October 1991. pp. 363-374.
- Taillefumier F. & Piègay H., 2003. Contemporary land use changes in prealpine Mediterranean mountains: a multivariate GIS-based approach applied to two municipalities in the Southern French Prealps. *Catena*, LI: 267-296.
- Venuto G., 2002. Storia naturale di *Petronia petronia* (L.) (Aves, Passeridae) sulle Alpi occidentali: influenza dei fattori climatici e della disponibilità di prede sullo sviluppo dei nidiacei. Tesi di Laurea. Università della Calabria.

Workshop
SPECIE ALIENE E PROBLEMATICHE

COMUNICAZIONI



DISTRIBUZIONE DELLA GAZZA *Pica pica* IN SARDEGNA

CRISTINA FIESOLI & DANILO PISU

CENtro Studi FAUNA – Via V. Monti 19 – 07046 Porto Torres (SS) (info@censfauna.it)

INTRODUZIONE

L'espansione della Gazza *Pica pica* in Sardegna ha avuto origine nel 1953 con l'importazione sull'isola dell'Asinara di due esemplari da parte di un detenuto della Colonia Penale Agricola (M. Baffigo, com. pers.). La prima stima della grandezza della popolazione risale al 1984 (Monbailliu e Torre, 1984) con l'inserimento nella categoria di abbondanza, va da 11 a 100 coppie nidificanti. Le prime osservazioni di Gazza nella penisola di Stintino, limitate alla zona di Capo Falcone e intorno all'abitato di Stintino, risalgono al 1986 (Fozzi & Sanna, ined.). L'unico studio pubblicato su questa specie e sulla sua espansione è stato fatto nel 1997 da Puddinu et al. (1997) descrivendo la situazione sull'isola dell'Asinara di 25-35 coppie nidificanti; mentre nella Penisola di Stintino la presenza di questa specie era di 10 esemplari, che occupavano un areale compreso tra la punta di Capo Falcone e lo Stagno di Casaraccio (Fozzi, ined.). Nel 2000 sono stati trovati i primi nidi non lontano dalla frazione di Ercoli in località "Pittiacca", in un giardino privato (Pisu, ined.). Gli ultimi dati pervenuti risalgono al 2006, con uno studio fatto allo scopo di evidenziare i siti riproduttivi di Gazza nella Penisola di Stintino, all'interno del "Progetto di fattibilità per l'eradicazione di specie alloctone" della Regione Autonoma della Sardegna, in cui l'areale di questa specie si è esteso fino alle località Scala Erre e Palmadula, con un numero di coppie nidificanti stimato di 18-22.

Essendo la Gazza una specie aliena al contesto sardo e piuttosto invasiva a causa della sua nicchia ecologica (alimentazione opportunistica di tipo onnivoro), si ritiene importante avere una conoscenza dettagliata della popolazione attraverso la segnalazione dell'ubicazione delle coppie nidificanti e delle zone frequentate da questa specie.

AREA DI STUDIO

L'areale occupato dalla Gazza comprende attualmente l'isola dell'Asinara (Rif. IGM 1:25.000 F 179 I NO; F 166 II SO - SE - NO - NE) e parte della Sardegna nord-occidentale (Rif. IGM 1:25.000 440 I Stintino e II Pozzo San Nicola e 458 I Palmadula). L'Isola dell'Asinara presenta una notevole varietà morfologica: è composta da quattro piccoli rilievi collegati da istmi, di cui il più alto, che si trova nella parte più settentrionale, misura 408 m slm.

Geologicamente si rileva una notevole diversità tra il versante occidentale, che si presenta quasi ovunque alto e inaccessibile, e il versante che si affaccia sul Golfo dell'Asinara, rappresentato da coste basse, con presenza di tratti sabbiosi. Nel com-

plesso l'isola è costituita da piante arbustive sempreverdi tra cui Lentisco (*Pistacia lentiscus*), Olivo selvatico (*Olea oleaster*), Euforbia (*Euphorbia dendroides*), Ginepro fenicio (*Juniperus phoenicea*), Sparzio villosa (*Calicotome villosa*) e Cisto marino (*Cistus monspeliensis*) che vanno a formare vari tipi di macchia mediterranea. Negli stagni temporanei della parte meridionale, sono presenti delle estese associazioni a Salicornia (*Arthrocnemum macrostachyum*).

La penisola di Stintino, in *continuum* con l'isola dell'Asinara, è caratterizzata nella parte occidentale da alte scogliere rocciose con poche insenature ciottolose, in cui la vegetazione caratterizzante è la gariga costiera, molto simile a quella del Parco Nazionale dell'Asinara, intervallata a zone di macchia mediterranea strutturata e zone a prato pascolo. La parte orientale della penisola invece è caratterizzata da una serie di zone umide, ricoperte da una vegetazione a carattere ripariale e lacustre, anch'esse intervallate a zone di macchia mediterranea e pascolo estensivo sub steppico per allevamenti ovini e bovini allo stato brado. Tutta l'area è interessata dalla presenza di quattro aree SIC di cui tre anche designate ZPS (ai sensi delle direttive 92/43/CEE e 79/409/CEE). Lo sfruttamento agro zootecnico per lo più di bovini e ovini allevati allo stato brado, favorisce la presenza di specie legate all'ambiente steppico (Occhione, *Burhinus oedicephalus*), Calandra, *Melanocorypha calandra*, Calandrella, *Calandrella brachydactyla* e in epoca recente anche Gallina prataiola *Tetrax tetrax*, oggi probabilmente estinta dall'area (Pisu D., ined.).

MATERIALI E METODI

Questo lavoro è stato ottenuto, dopo l'analisi bibliografica e le interviste di persone informate dell'evoluzione di questa specie nell'areale interessato, attraverso rilevamenti sul campo settimanali, svolti durante l'inverno 2008/2009, che si sono intensificati dal mese di Febbraio '09, per il conteggio delle coppie territoriali fino al mese di luglio 2009.

Per la valutazione della presenza di Gazza in tutto il territorio si sono svolti percorsi automobilistici a velocità costante (6-8 km/h) dove possibile e, in assenza di piste percorribili in auto, l'area si è esplorata a piedi.

Si sono poi cercati punti di favore distanti per facilitare il conteggio diretto delle coppie nidificanti, tramite trasporto di materiale al nido (Sutherland, 1996; Bibby et al., 2000).

La ricerca dei nidi risulta essere impegnativa per diversi motivi:

- grande estensione di territorio e bassa densità di coppie;
- assenza di alberi alti: le Gazze in quest'area si sono adattate a nidificare nelle parti più interne di grandi "cespugli" di Olivo selvatico (*Olea oleaster*) e Ginepro fenicio (*Juniperus phoenicea*), resi inestricabili dalla loro particolare crescita in zone molto ventose;
- estrema diffidenza della specie e distanza di fuga e depistaggio dal nido di oltre 50 metri dall'auto e oltre 100 metri da persone a piedi;
- non sembrano corrispondere da un anno all'altro i siti di nidificazione conosciuti,

le Gazze ricostruiscono i nidi anche a molta distanza da un anno all'altro, comportamento assunto probabilmente per disturbo antropico. Per i rilevamenti sono stati utilizzati binocoli Leica 8X40 e 10X42. Gli spostamenti sono stati effettuati per mezzo di fuoristrada. Gli avvistamenti sono stati registrati su GPS, appuntati in un taccuino di campagna e su cartine sul campo e successivamente su un programma cartografico georeferenziato, per il calcolo delle aree e delle distanze.

RISULTATI

I rilevamenti hanno portato al conteggio di 42 coppie di Gazza nell'Isola dell'Asinara, su un territorio di 52 kmq, con una densità di 0,81 coppie per kmq; nella Penisola di Stintino il conteggio è risultato di 34 coppie su una estensione di 59 kmq, con una densità pari a 0,57 coppie per kmq (Fig. 1). Quindi la densità totale dell'areale in Sardegna risulta essere 0,68 coppie per kmq, con un totale di 76 coppie nidificanti. Rispetto al precedente lavoro di Puddinu et al. (1997), la presenza di Gazza nel Parco Nazionale dell'Asinara risulta aumentata (25-35 coppie contro le attuali 42). Nella penisola di Stintino l'espansione di questo corvide procede con una velocità molto elevata, anche se con basse densità.

L'areale occupato dalla Gazza anche in periodo invernale e con osservazioni di singoli esemplari, arriva all'estensione di 240 kmq, compresa l'isola dell'Asinara, pari all'1% dell'intero territorio della Sardegna (Fig. 2).

Con tutta probabilità dalla sua introduzione a oggi lo scoglio maggiore da superare per la Gazza è stato l'acclimatamento sull'isola dell'Asinara e poi in Sardegna. Sta proseguendo un progressivo aumento dell'areale occupato e delle coppie nidificanti, intuibile dagli avvistamenti invernali di singoli individui (probabilmente giovani erratici), anche distanti oltre 12 km dal sito di nidificazione più vicino, alla ricerca di nuovi territori da colonizzare.

CONCLUSIONI

Dagli anni cinquanta ad oggi, la Gazza si è diffusa nel Nord Sardegna, occupando buona parte della Penisola di Stintino. In Sardegna la specie si è adattata a condizioni ambientali molto diverse da quelle presenti nell'Italia peninsulare, scegliendo come siti di nidificazione zone a macchia mediterranea e costruendo nidi all'interno di cespugli intricati di specie vegetali tipiche della zona. Nonostante l'areale occupato dalla Gazza sia piuttosto esteso, la densità non si presenta alta.

Questo si può ricondurre a diverse cause tra cui:

- La scarsa antropizzazione dell'isola dell'Asinara e della Penisola di Stintino (zone rurali con colture agro zootecniche di tipo estensivo).
- L'alta densità di altre specie di Corvidi (Cornacchia grigia *Corvus corone cornix*, Taccola *Corvus monedula*, Corvo imperiale *Corvus corax*).
- Scarsa presenza di vegetazione arborea.

L'espansione nella parte nord-occidentale della Sardegna dalla metà degli anni ot-

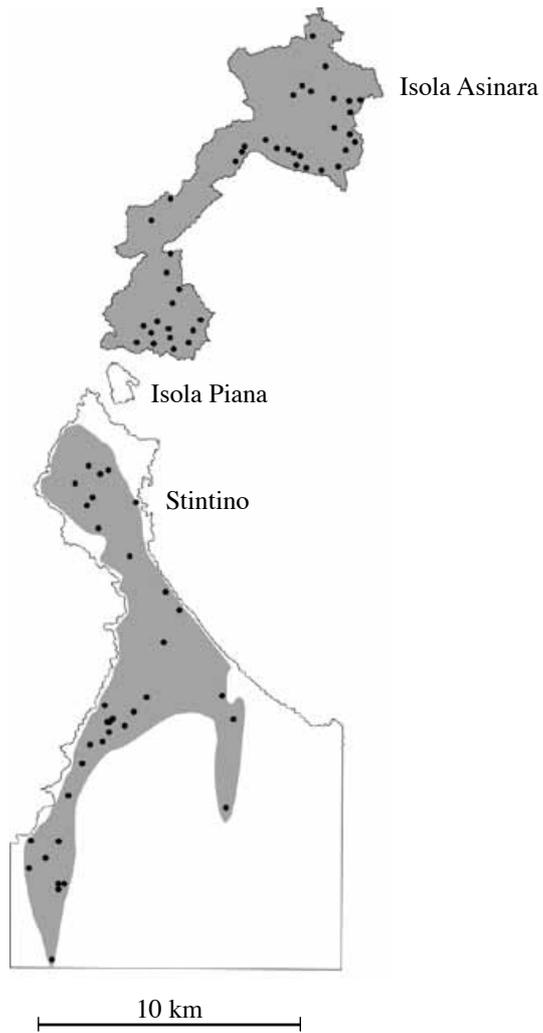


Fig. 1. Areale di nidificazione della Gazza in Sardegna (2009) e ubicazione dei siti di nidificazione.

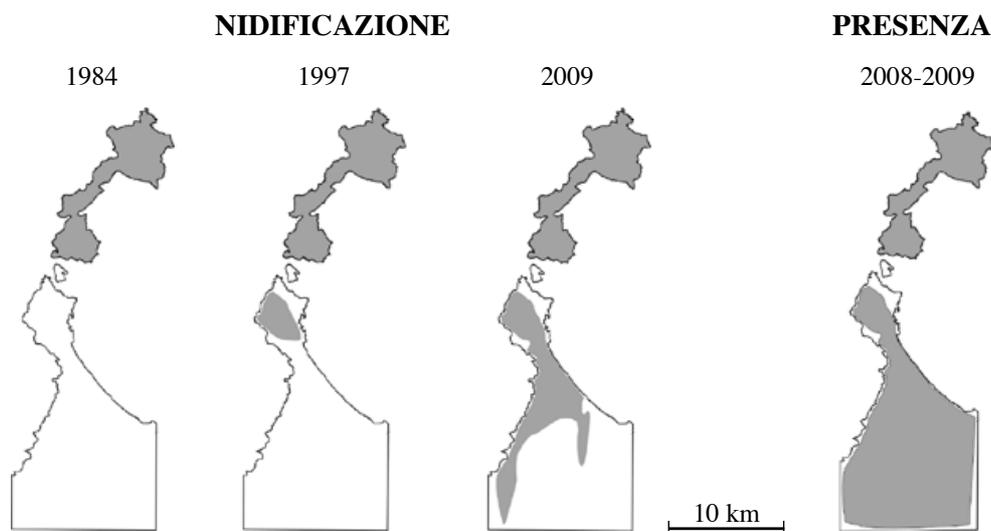


Fig. 2. Espansione dell'areale della Gazza in Sardegna dal 1953 ad oggi.

tanta a ora è stata piuttosto lenta. Questi territori infatti sono caratterizzati da una bassa presenza di centri abitati, circondati da ampie zone di pascolo estensivo. Le zone di alimentazione possibili per questa specie quindi risultano piuttosto scarse e frequentate anche da altre specie di corvidi come Corvo imperiale e Cornacchia grigia, dominanti sulla Gazza a livello trofico (Vines, 1981; Bossema et al., 1986, Rolando, 1988).

Un altro motivo determinante alla bassa densità della specie può considerarsi la scarsa presenza di vegetazione arborea adatta alla nidificazione. L'habitat ideale per questa specie è rappresentato da ampie zone coltivate con presenza di alberi ad alto fusto e di edifici rurali; in Sardegna si è adattata ad ambienti diversi, per esempio nidificando in zone a Macchia Mediterranea, all'interno di cespugli intricati di Olivo selvatico o Ginepro fenicio (Puddinù et al., 1997), ad altezze sul suolo di gran lunga inferiori alla media conosciuta.

L'espansione di questo corvide negli ultimi 50 anni in Sardegna, dopo un periodo di adattamento agli ambienti insulari, sembra crescere in modo esponenziale. Negli ultimi 10 anni (1998-2009) ha "conquistato" una estensione di territorio superiore a quello in cui è stata confinata per oltre 30 anni. (59 kmq contro 52 kmq). La proiezione più probabile dell'espansione della Gazza in Sardegna è verosimilmente destinata a crescere ancora. In aree in cui nidificano specie di importanza conservazionistica cruciale, come la Pernice sarda *Alectoris barbara* (anche interessata da una forte pressione venatoria), l'Occhione, la Calandra, la Magnanina *Sylvia undata*, solo per citarne alcune, sarebbe auspicabile il monitoraggio e l'eventuale controllo della popolazione di Gazza al fine di evitare un impatto negativo su queste specie selvatiche, su cui già insiste l'alta densità di Cornacchia grigia.

Un intervento importante come il contenimento numerico su questa specie alloctona potrebbe però rivelarsi inutile se non associato ad un contestuale intervento sulla Cornacchia grigia, specie con densità ben più alte e che al momento risulta essere una delle priorità gestionali per le amministrazioni pubbliche che hanno la responsabilità della gestione faunistica.

Summary

Distribution of Magpie *Pica pica* in Sardinia

The presence of the Magpie *Pica pica* in Sardinia is the result of the introduction by men in Asinara Island, actually National Park, in the 50's.

Since its introduction to the present, the species has spread in northern Sardinia, occupying much of the Stintino peninsula. In Sardinia, the species has adapted to environmental conditions very different from those present on the Italian peninsula, by selecting as breeding sites in the Mediterranean areas and building nests in bushes intricate plant species typical of the area (*Juniperus* spp., *Olea* ssp., *Pistacia* spp.). The sparsely anthropic development of Asinara island and of Stintino peninsula (rural areas with agricultural crops to extensive livestock), the high density of other species of Corvidae (*Corvus corone cornix*, *Corvus monedula*, *Corvus corax*), the

limited presence of tree vegetation, have slowed the expansion of this species. However, since a species with opportunistic omnivorous diet, has an undoubted effect of predation and disturbance at breeding on many species of birds of considerable conservation interest attending the same range (*Alectoris barbara*, *Burhinus oedicnemus*, *Melanocorypha calandra*) and could be potentially threatened by the presence of Magpie. This study proposes a comprehensive overview of the presence of this species in Sardinia, with the number of breeding pairs and extension of the range, providing a knowledge base for possible management actions.

BIBLIOGRAFIA

- Andreotti A., Baccetti N., Perfetti A., Besa M., Genovesi P., Guberti V., 2001. Mammiferi ed Uccelli esotici in Italia: analisi del fenomeno, impatti sulla biodiversità e linee guida gestionali. Quad. Cons. Natura, 2, Min. Ambiente - Ist. Naz. Fauna Selvatica.
- Bibby, C.J., D.A. Hill, Burgess N.D. & Mustoe S., 2000: Bird Census Techniques. Academic Press, London.
- Bossema I., Roell A. & Baeyens G., 1986. Adaptation to interspecific competition in five corvid species in the Netherlands. Ardea 74:199-210.
- Monbailliu X. & Torre A., 1984. Analisi faunistica-vertebrati terrestri-dell'Isola dell'Asinara. Atti Conv. Inter. - Porto Torres :131-152.
- Puddinu L., Pisu D. & Fozzi A., 1997. Dati preliminari sulla distribuzione e consistenza della popolazione di Gazza (*Pica pica*) nell'Isola dell'Asinara. IX Convegno Italiano di Ornitologia. Avocetta, 21: 44
- Rolando A., 1988. Data on eco-ethology of coexistence in corvids in north-western Italy. Boll. Zool. 55: 315-321.
- Torre A., Monbailliu X., Fozzi A., Pisu D., Puddinu L., 1998. L'avifauna dell'isola dell'Asinara (1982-1997): proposte di conservazione e gestione. In Gutierrez M., Mattone A., Valsecchi F. (a cura di): L'isola dell'Asinara. L'ambiente, la Storia, il Parco:164-167.
- Sutherland, W.J., 1996. Ecological Census Techniques. University Press, Cambridge.
- Vines G., 1981. A socio-ecology of Magpies *Pica pica*. Ibis 123:190-202.

L'IMPLEMENTAZIONE DI INDICI PER LA VALUTAZIONE DEL RISCHIO DI BIRDSTRIKE IN AREE AEROPORTUALI

VYRON GEORGALAS, CECILIA SOLDATINI, YURI VLADIMIR ALBORES BARAJAS
& PATRIZIA TORRICELLI

*Universita' Ca' Foscari di Venezia, Dipartimento di Scienze Ambientali – Campo della Celestia,
Castello 2737/b – 30122 Venezia (bgeorgalas@gmail.com)*

INTRODUZIONE

Il fenomeno del bird-strike ha accompagnato la storia dell'aviazione fin dal suo principio. Si stima che ogni anno, nella sola aviazione civile, avvengano più di 20.000 impatti tra aerei e uccelli mentre attualmente in Italia non esistono statistiche ufficiali sugli impatti di volatili con aeromobili. La letteratura scientifica recente relativa alla valutazione del rischio di birdstrike è focalizzata sugli aspetti economici tralasciando variabili di tipo ecologico e comportamentale relative alle specie coinvolte. D'altra parte, sebbene esistano attualmente sistemi molto sofisticati basati sulla tecnologia RADAR per la valutazione del rischio di birdstrike in tempo reale, il loro costo risulta proibitivo per la maggior parte degli aeroporti Italiani. Nel presente lavoro verrà presentato l'indice di rischio di birdstrike (attualmente in fase di pubblicazione, vedi Soldatini et al. *in press*) formulato nell'ambito del monitoraggio dell'avifauna presso l'aeroporto Marco Polo di Venezia. Tale monitoraggio ha permesso l'individuazione di variabili chiave consecutivamente implementate in un indice descrittivo in grado di prendere in considerazione la reale presenza di volatili e fornire indicazioni riguardo al rischio di birdstrike. I risultati verranno discussi alla luce della capacità predittiva di tale indice e delle possibilità applicative presso altre strutture aeroportuali.

AREA DI STUDIO

L'aeroporto internazionale Marco Polo di Venezia si trova al margine nord-occidentale della più ampia zona umida Italiana, la laguna di Venezia, che si affaccia nel bacino settentrionale del Mar Adriatico. L'area di studio comprende l'intera aerea aeroportuale e le zone limitrofe ad essa in accordo con quanto richiesto dalla circolare APT 01-A dell'ENAC (ENAC 2007).

MATERIALI E METODI

L'area di studio è stata suddivisa in 60 quadrati georeferenziati. Tali quadrati sono stati usati come riferimento per i censimenti effettuati da una postazione fissa da parte di censori esperti muniti di cannocchiale e binocolo. Le attività di campionamento hanno avuto inizio nel novembre 2005 con cadenza quindicinale. Sono stati effettuati censimenti orari a copertura delle ore di luce iniziando un'ora prima dell'alba e terminando un'ora dopo il tramonto; sono state annotate tutte le specie ornitiche av-

vistate nell'area, sia posate che in volo, fino ad un'altezza di circa 300ft in accordo con la circolare ENAC APT01-A. I dati raccolti sono stati inseriti in un database appositamente costruito utilizzando MS Access 2003. Tutte le elaborazioni statistiche sono state effettuate utilizzando Statistica 6.0 e MS Excel 2003.

Per la valutazione del rischio di birdstrike è stato utilizzato il "Birdstrike Risk Index" (BRI) ampiamente discusso da Soldatini et al. (*in press*). In particolare l'indice BRI è stato applicato per ogni singolo mese a partire da gennaio 2008 fino ad agosto 2009 utilizzando tre finestre orarie ben distinte: 5:00-12:00, 13:00-20:00 e 21:00-4:00.

RISULTATI

Attraverso l'utilizzo del BRI è stato possibile individuare i periodi e le aree a maggior rischio birdstrike fornendo in tal modo informazioni utili ai gestori aeroportuali. In base alle informazioni ottenute il rischio di birdstrike è sempre stato minimo presso l'aeroporto Marco Polo di Venezia per il periodo considerato (gennaio 2008-agosto 2009) con unica eccezione il mese di agosto 2009 nella fascia oraria 12:00-20:00 dove il rischio è stato definito medio ma comunque accettabile. Tali valori sono da attribuire alla presenza di Gabbiani comuni nell'area limitrofa alla pista principale. Comparando il numero di birdstrike osservato realmente presso l'aeroporto Marco Polo di Venezia con il numero di incidenti di birdstrike atteso dal BRI è stato possibile effettuare una valutazione dell'attendibilità del Birdstrike Risk Index (Fig. 1). Si può notare come il BRI predice in media un incidente di birdstrike in più rispetto a quelli realmente accaduti ad eccezione dei mesi di luglio e agosto dove BRI predice tre impatti in più. Tale differenza è probabilmente attribuibile alla scelta delle variabili chiave ed in particolare all'utilizzo dei valori massimi, registrati presso l'aeroporto, della variabile "Effect On Flight" (EOF) come è già stato evidenziato anche da Soldatini et al. (*in press*).

CONCLUSIONI

I gestori aeroportuali si trovano spesso in difficoltà nel gestire le molteplici specie di avifauna presenti nei sedimi aeroportuali. Purtroppo l'utilizzo di parametri più semplici come per esempio l'abbondanza delle specie nell'area aeroportuale oppure il rapporto tra numero di impatti e numero di voli non possono fornire informazioni utili al fine di pianificare azioni mirate per diminuire il rischio degli incidenti di birdstrike. Da questo punto di vista, l'applicazione del BRI nelle aree aeroportuali può aiutare i gestori nell'identificazione dei gruppi di specie più problematiche sui quali indirizzare gli sforzi di allontanamento. Inoltre, la possibilità di applicare BRI anche attraverso l'utilizzo di software GIS può aiutare ulteriormente nell'individuazione delle zone maggiormente utilizzate dai gruppi di specie più problematiche sui quali intervenire anche attraverso interventi strutturali. Infine BRI si propone come uno strumento utile per la valutazione del rischio di birdstrike attraverso la costruzione di vari scenari come potrebbe essere per esempio l'aumento delle presenze di un gruppo di specie oppure la semplice variazione del traffico aereo.

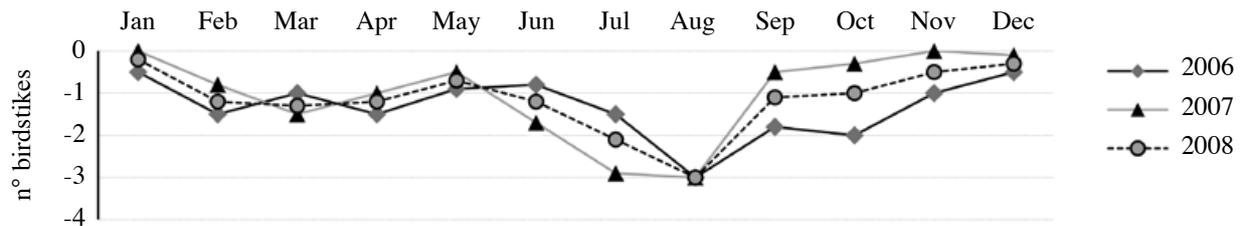


Fig. 1. Differenza tra impatti osservati e impatti attesi (predetti) dall'indice BRI per ogni singolo anno.

Ringraziamenti. Si ringrazia Lucio Panzarin per il di supporto nelle attività di campionamento e Elisa Coraci, Matteo Zucchetta e Dimitri Giunchi per commenti utili allo sviluppo dell'indice BRI. Inoltre si ringrazia la società SAVE SpA. ed in particolare il Safety Manager dell'Aeroporto Marco Polo di Venezia Adriano Andreon. Questo studio è stato finanziato da SAVE SpA.

Summary

The implementation of indexes for quantifying the birdstrike risk in airport areas

The presence of birds in airport areas poses substantial hazards to aviation. Bird-aircraft collisions cause losses of human lives as well as direct monetary losses and associated costs for the civil aviation industry. In the present paper, we present the results of the application of the Bird Strike Index (developed by Soldatini et al., in press) at the Venice International Airport (VIA). Through the BRI application was possible to individuate critical periods and areas at the VIA where management actions should be focused. Overall, the birdstrike risk evaluation conducted, pointed out that risk was always minimum at the VIA for the period taken into consideration (January 08-August 09) except for August 2009 during the 13:00-20:00 time window that resulted medium but acceptable. The relationship between the BRI and actual birdstrike events was analysed over a three year period and is reported in fig. 1. The BRI could be a useful tool in the hands of the decision makers since allows the identification of the most problematic species and/or airport areas where dissuasion actions should be focused.

BIBLIOGRAFIA

- ENAC (2007) ENAC Advisory Circular APT01-A. Ente Nazionale Aviazione Civile, Italy.
- Soldatini C., Georgalas V., Torricelli P., Albores-Barajas Y.V. *in press* An ecological approach to birdstrike risk analysis. European Journal of Wildlife Research

BANCA DATI ITALIANA DEGLI UCCELLI ALLOCTONI: RISULTATI E PROSPETTIVE

CAMILLA GOTTI & NICOLA BACCETTI

ISPRA – Via Cà Fornacetta 9 – 40064 Ozzano Emilia (BO), Italy
(camilla.gotti@gmail.com) (nicola.baccetti@isprambiente.it)

INTRODUZIONE

L'immissione in ambienti naturali di specie alloctone costituisce una delle maggiori cause di perdita della biodiversità, nonché una grave minaccia al benessere ecologico ed economico dell'intero pianeta (IUCN, 2000). Gli Uccelli, in virtù dell'elevata capacità di dispersione e delle loro attitudini comportamentali, sono particolarmente interessati da questo fenomeno, risentendo non solo di introduzioni effettuate localmente, ma anche della capacità di compiere veloci spostamenti a partire dalle aree originarie di immissione. Anche in Italia, specialmente nell'ultimo ventennio, la presenza di numerose specie esotiche di Uccelli è una realtà che è andata sempre più espandendosi (Baccetti et al., 1997; Andreotti et al., 2001; Gotti et al., 2008).

Le segnalazioni di Uccelli alloctoni nel nostro Paese possono essere dovute a fughe accidentali da cattività (es. *Psittaciformes* e *Passeriformes*), a immissioni intenzionali a scopo ornamentale (es. Anatidi esotici nei giardini pubblici urbani), oppure ancora a introduzioni volontarie a scopo venatorio (è il caso dei *Galliformes*, oggetto di svariate immissioni avvenute principalmente nella prima metà del secolo scorso; Ghigi, 1929). Non è sempre possibile tuttavia superare un'oggettiva ambiguità interpretativa sul significato di alcune presenze, le quali possono anche essere dovute a spostamenti naturali dall'areale di origine o all'espansione da areali di distribuzione "artificiali" esterni al territorio considerato.

In risposta a questa situazione, nel corso del 2008 l'ex-Istituto Nazionale della Fauna Selvatica - oggi Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale - ha curato su finanziamento del Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare la creazione di una banca dati nazionale degli Uccelli alloctoni.

Tale strumento si pone come scopi principali quelli di:

- I. fornire un quadro di sintesi informativa utilizzabile in vista di politiche gestionali ad ampio raggio
- II. rendere disponibili informazioni di base per piani d'azione e interventi specifici
- III. consentire l'interpretazione immediata di nuove segnalazioni, inclusi episodi di nidificazione, alla luce degli eventuali dati pregressi.

La costituzione della banca dati rappresenta inoltre una risposta alle istanze provenienti dalla comunità internazionale ed europea per fronteggiare il fenomeno delle invasioni biologiche, come indicato da varie convenzioni (Diversità Biologica, Berna e Bonn) ed in adempimento alle prescrizioni di AEW (Agreement on the Con-

servation of African-Eurasian Migratory Waterbirds) e delle direttive Habitat e Uccelli (AA.VV., 2007).

MATERIALI E METODI

Nella costruzione del *database* si è scelto di privilegiare come soggetto di ciascun record ogni singola ‘segnalazione’ di specie alloctona (cfr. Gotti et al., 2008), includendo quelle per le quali la presenza in un dato territorio fosse ritenuta di origine non naturale. Sono state per il momento escluse le paleo-introduzioni (es. *Alectoris barbara* in Sardegna) e il complesso caso di *Phasianus colchicus*, nonché le specie introdotte solo a livello di particolari categorie fenologiche (es. la categoria ‘nidificante’ per *Cygnus olor*). Anche la naturalizzazione di forme domestiche non è stata finora trattata con completezza, così come le casistiche riguardanti Uccelli alloctoni al livello di sottospecie. I principali campi compilati per record includono: nome della specie segnalata, data e georeferenziazione della segnalazione, numero degli individui avvistati, eventuale nidificazione, nome del rilevatore, tipologia della segnalazione (avvistamento, presenza generica, immissione, ecc.) e coordinate bibliografiche del record.

La bibliografia consultata ha compreso le *review* nazionali e regionali esistenti sull’argomento e per intero le principali riviste di ornitologia italiana fino al 2007 incluso, l’archivio storico e quello del museo di ex-I.N.F.S., nonché quello della Commissione Ornitologica Italiana (COI), i dati dei censimenti invernali degli uccelli acquatici (IWC, International Waterbirds Census), mailing-lists e forum ornitologici locali e nazionali, nonché segnalazioni inedite di ornitologi di tutt’Italia.

RISULTATI

Ad oggi, il *database* conta circa 3600 segnalazioni riferite a 205 differenti specie di Uccelli alloctoni avvistate nel nostro Paese.

Vi sono segnalazioni puntiformi di specie riscontrate una volta sola, come ad esempio la Gazza vagabonda *Dendrocitta vagabunda*, segnalata in provincia di Forlì nel 1992 (Scaravelli, 1995), avvistamenti ripetuti nel tempo, come il Gobbo della Giamaica *Oxyura jamaicensis*, che dopo l’accidentale introduzione in Inghilterra negli anni ’50 è giunto fino al nostro Paese, dove viene periodicamente segnalato dalla fine degli anni ’80 (Hughes et al., 1995); esistono infine casi documentati di nidificazione e insediamento nel territorio: è il caso del Parrocchetto dal collare *Psittacula krameri*, che da oltre vent’anni ha creato popolazioni stabili in varie regioni d’Italia (Brichetti et al., 2006), o dell’Ibis sacro *Threskiornis aethiopicus* (Carpegna et al., 1999). Da tali diverse situazioni, e anche dalla teorica possibilità di presenze dovute a movimenti naturali, scaturisce la distribuzione di frequenza mostrata in Fig. 1 relativa alle categorie AERC accettate dalla check-list degli Uccelli italiani (cfr. Fracasso et al., 2009).

I record immessi partono dall’inizio del XX secolo e riguardano tutte e 20 le regioni italiane, ed un totale di 103 province. Il Veneto vanta il numero di record più ampio,

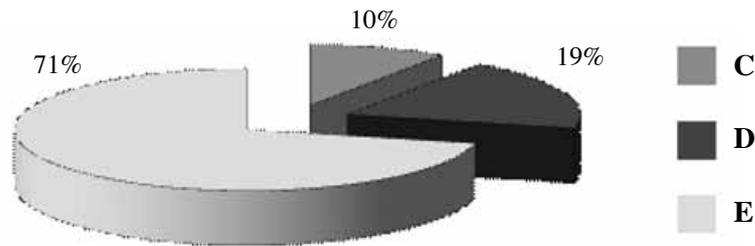


Fig. 1. Ripartizione nelle categorie AERC delle specie alloctone inserite nella banca dati: C = specie alloctona che ha formato almeno una popolazione nidificante in grado di autosostenersi; D = specie di origine selvatica possibile ma non certa, la cui presenza può essere dovuta a fuga o immissione deliberata dalla cattività, a trasporto passivo ecc.; E = specie introdotta o sfuggita dalla cattività.

mentre Roma è la provincia con il maggior numero di avvistamenti e di specie alloctone segnalate (Figg. 2, 3).

Una prima analisi dei dati immessi permette di confermare e quantificare quanto già affermato nelle sintesi sull'argomento precedentemente elaborate (Baccetti et al., 1997; Andreotti et al., 2001): la presenza di Uccelli alloctoni sul territorio italiano è un fenomeno in netta e rapida espansione geografica (Fig. 4) ed in incremento anche per quanto riguarda il numero di segnalazioni e specie avvistate (Fig. 5).

Risulta necessario considerare che gli incrementi descritti possono anche in parte dipendere dalla migliorata copertura del territorio da parte dei potenziali rilevatori (cfr. per l'ambito uccelli acquatici Serra et al., 1997 e Baccetti et al., 2002), da forme di comunicazione dei dati in passato inesistenti, nonché dalla maggiore importanza attribuita negli anni alla presenza di specie alloctone, che ha conseguentemente incentivato i rilevatori a segnalare eventuali avvistamenti e a non considerarli di scarso interesse.

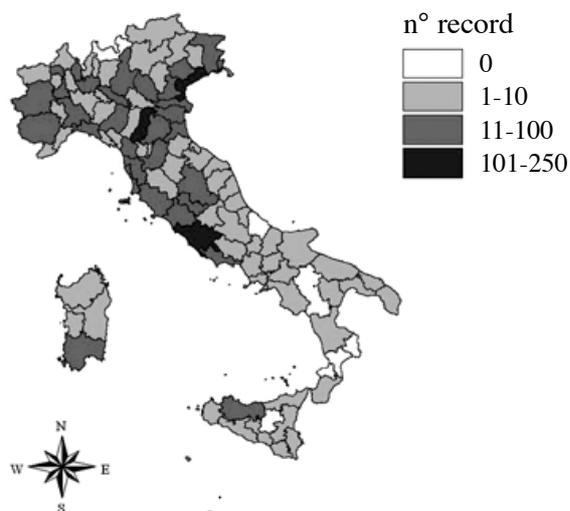


Fig. 2. Numero di record immessi per provincia.

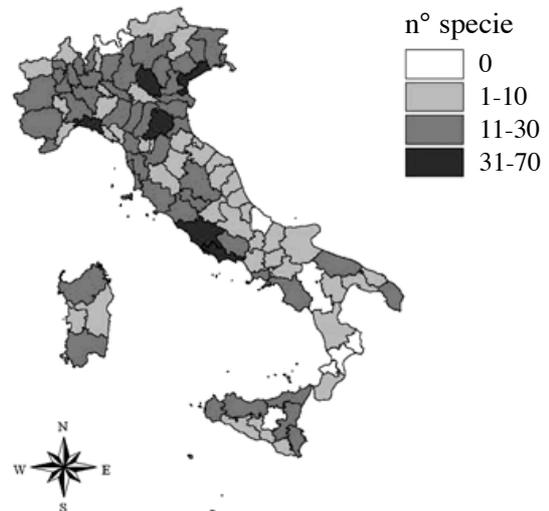


Fig. 3. Numero di specie alloctone segnalate per provincia.

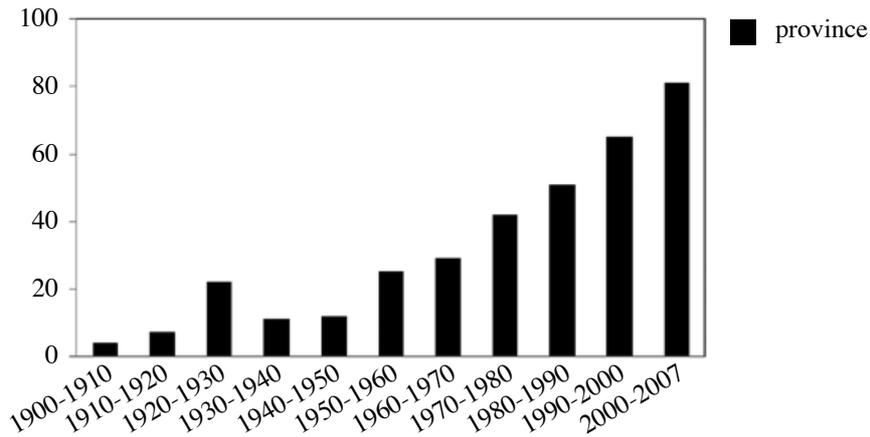


Fig. 4. Aumento del numero di province coinvolte da segnalazioni nel tempo.

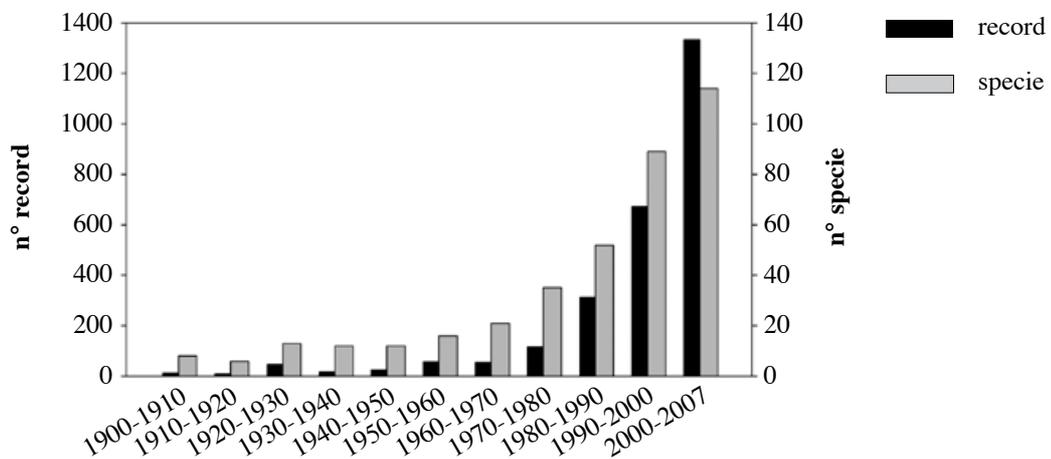


Fig. 5. Aumento del numero di record e del numero di specie segnalate nel tempo.

I dati disponibili per l'Italia non contengono informazioni esaurienti sui problemi causati dalla presenza di specie ornitiche aliene nel nostro territorio, se non come minaccia all'inquinamento genetico di popolazioni autoctone. È tuttavia possibile redigere sin d'ora un tentativo di analisi dei casi più critici (secondo l'approccio lista nera/lista grigia: vedi Genovesi et al., 2003), con riferimento anche a criticità rilevate in altri Paesi, considerando le varie tipologie di impatto esercitato sulle specie autoctone e sugli ecosistemi, dei danni economici e dei rischi sanitari, nonché della diffusione all'interno del territorio nazionale (Tab. 1).

CONCLUSIONI

Risulta evidente come la Banca dati degli Uccelli alloctoni costituisca un supporto in grado di fornire indicazioni sullo status delle specie alloctone segnalate, eventuali insediamenti stabili, nidificazioni, spostamenti o espansioni degli areali occupati. È cruciale, ovviamente, il costante processo di aggiornamento, aspetto tuttora irrisol-

	Competizione con specie autoctone	Predazione su specie autoctone	Ibridazione con specie autoctone	Impatto sugli ecosistemi	Rischi sanitari	Danni economici	Diffusione	Lista nera/ grigia
Oca del Canada <i>Branta canadensis</i>	✓		✓	✓✓	✓	✓	✓✓	N
Cigno nero <i>Cygnus atratus</i>	✓✓			✓	✓		✓✓	N
Oca egiziana <i>Alopochen aegyptiaca</i>	✓				✓	✓?	✓✓	G
Gobbo della Giamaica <i>Oxyura jamaicensis</i>			✓✓✓		✓		✓	N
Coturnice orientale <i>Alectoris chukar</i>			✓✓✓				✓✓	N
Quaglia giapponese <i>Coturnix japonica</i>			✓✓✓				✓✓	N
Fenicottero cileno <i>Phoenicopterus chilensis</i>	✓		✓			✓?	✓	G
Ibis sacro <i>Threskiornis aethiopicus</i>	✓✓	✓	✓?	✓?			✓✓	N
Spatola africana <i>Platalea alba</i>	✓		✓				✓	G
Parrocchetto dal collare <i>Psittacula krameri</i>	✓			✓?	✓	✓	✓✓	N
Parrocchetto monaco <i>Myiopsitta monachus</i>	✓			✓?	✓	✓	✓✓	N
Usignolo del Giappone <i>Leiothrix lutea</i>					✓	✓?	✓	G
Becco a cono di Webb <i>Paradoxornis webbianus</i>	✓						✓	G
Maina comune <i>Acridotheres tristis</i>	✓	✓		✓		✓	✓	N
Bengalino comune <i>Amandava amandava</i>	✓?			✓?			✓✓	G

Tab. 1. Ipotesi di lista nera e lista grigia per gli uccelli alieni segnalati in Italia. Per ogni specie è indicato l'impatto documentato (✓) o ipotizzato (✓?) esercitato sull'ambiente e la relativa incidenza. La lista di appartenenza è definita in base al punteggio conseguito nelle tipologie di impatto esaminate e alla diffusione nazionale.

to. Pare indispensabile mantenere inoltre un coordinamento nazionale, appoggiato a organismi già coinvolti nella ricezione di dati faunistici ad ampio raggio: per esempio la già citata COI organo del CISO (www.ciso-coi.org/), funzionale soprattutto alla valutazione dell'affidabilità dell'identificazione specifica delle segnalazioni, e la nuova realtà di Ornitho.it (Lardelli, 2009) per lo stoccaggio e la condivisione dei dati raccolti. Sussiste, in ogni caso, una non trascurabile difficoltà di identificazione di molte specie alloctone, sia per la scarsa diffusione di materiale bibliografico adeguato, sia per la presenza di forme ibride, sia soprattutto perché la determinazione di una specie proveniente da un ignoto areale di origine non può avvalersi di criteri di identificazione validi solo regionalmente. Appare perciò utile incentivare la diffusione di materiale documentario di supporto. È inoltre da stimolare la raccolta di informazioni originali su biologia e soprattutto impatto su comunità autoctone ed economia, queste ultime pressoché assenti nella realtà nazionale.

Summary

The Italian Database of Alien Birds' Species: results and prospects

A grant by the Italian Ministry for the Environment has allowed ISPRA, in 2008, to build a database of alien birds recorded in the Italian territory. Evidence was found of an exponential increase of exotic sightings on the whole national area. To this day, more than 200 species have been input into the database, and some of them have become naturalized with stable self-sustaining populations. The need to maintain the database constantly updated is apparent in order to allow a continuous monitoring for effective management actions.

BIBLIOGRAFIA

- AA.VV., 2007. Linee guida per l'immissione di specie faunistiche. Quad. Cons. Natura, 27, Min. Ambiente - Ist. Naz. Fauna Selvatica.
- Andreotti A., N. Baccetti, A. Perfetti, M. Besa, P. Genovesi, V. Guberti, 2001. Mammiferi ed Uccelli esotici in Italia: analisi del fenomeno, impatto sulla biodiversità e linee guida gestionali. Quad. Cons. Natura, 2, Min. Ambiente - Ist. Naz. Fauna Selvatica.
- Baccetti N., Spagnesi M., Zenatello M., 1997. Storia recente delle specie ornitiche introdotte in Italia. Suppl. Ric. Biol. Selvaggina, 27: 299-316.
- Baccetti N., Dall'Antonia P., Magagnoli P., Melega L., Serra L., Soldatini C., Zenatello M., 2002. Risultati dei censimenti degli uccelli acquatici svernanti in Italia: distribuzione, stima e trend delle popolazioni nel 1991-2000. Biol. Cons. Fauna 111: 1-240.
- Bon M., Semenzato M., Fracasso G., Marconato E., 2008. Sintesi delle conoscenze sui vertebrati alloctoni del Veneto. In: Bon M., Bonato L., Scarton F. (eds.), 2008. Atti 5° Convegno Faunisti Veneti. Boll. Mus. Civ. St. Nat. Venezia, 58 (suppl.): 37-64.
- Brichetti P. & Fracasso G., 2006. Ornitologia Italiana. Vol. 3. - Stercorariidae-Caprimulgidae. Identificazione, distribuzione, consistenza e movimenti degli uccelli italiani. Alberto Perdisa Editore, Bologna.
- Carpegna F., Della Toffola M., Alessandria G., Re A., 1999. L'Ibis sacro *Threskiornis aethiopicus* nel Parco Naturale "Lame del Sesia" e sua presenza in Piemonte. Avocetta, 23: 82.
- Fracasso G., Baccetti N., Serra L., 2009. La lista CISO-COI degli Uccelli italiani - Parte prima: liste A, B e C. Avocetta 33: 5-24.
- Genovesi P., Shine C., "European Strategy on Invasive Alien Species", Council of Europe, Strasbourg, France, 2003.
- Ghigi A., 1929. Esperienze di acclimatazione ed allevamento di selvaggina esotica. Annali dell'Agricoltura, a. IX Ministero Economia Nazionale, Roma: 277-296
- Gotti C., Baccetti N., Andreotti A., Fracasso G., Sighele M. & Zenatello M., 2008. Banca dati degli uccelli alloctoni in Italia: motivazioni, criteri e analisi preliminare. Mem. Soc. Ital. Sc. Nat. Museo Civ. St. Nat. Milano, 36 (I): 16.
- Hughes B. & Grussu M., 1995. The Ruddy Duck in Europe and the threat to the White-headed Duck. In Britain's Birds in 1991-92: the conservation and monitoring review, p. 17-19. Edited by Steve Carter. British Trust for Ornithology and the Joint Nature Conservation Committee.
- IUCN, 2000. IUCN guidelines for the Prevention of Biodiversity Loss caused by Alien Invasive Species. <http://iucn.org/themes/ssc/pubs/policy/invasivesEng.htm>
- Lardelli R., 2009. News - Ornitho.it. Avocetta 33: 142-146.
- Scaravelli D., 1995. Segnalazioni Zoologia: 4 - Dendrocitta vagabunda (Latham, 1790). Quad. Studi Nat. Stor. nat. Romagna 3: 70.
- Serra L., Magnani A., Dall'Antonia P. & Baccetti N. 1997. Risultati dei censimenti invernali degli uccelli acquatici in Italia, 1991-1995. Biol. Cons. Fauna 101: 1-312.

UN CINESE TRA NOI: IL GENERE NATURALIZZATO *Paradoxornis* IN PROVINCIA DI VARESE

FEDERICA LUONI ^(1,4), ANDREA GALIMBERTI ⁽²⁾, ALBERTO BOTO ⁽³⁾, CLAUDIO CELADA ⁽⁴⁾,
MAURIZIO CASIRAGHI ⁽²⁾ & GUIDO TOSI ⁽¹⁾

⁽¹⁾ *Università degli Studi dell'Insubria, Unità di Analisi e Gestione delle Risorse Ambientali
Via Dunant, 3 – 21100 Varese (federicaluoni@yahoo.it)*

⁽²⁾ *Università degli Studi Milano Bicocca, Zooplanlab – Piazza della Scienza, 2 – 2012 Milano
(a.galimberti3@campus.unimib.it)*

⁽³⁾ *Stazione Ornitologica Palude Brabbia, Provincia di Varese – Via Ferrarin, 6
21018 Sesto Calende (VA)*

⁽⁴⁾ *LIPU ONLUS – Via Trento, 49 – 43100 Parma*

INTRODUZIONE

L'introduzione di specie alloctone rappresenta attualmente una delle principali minacce per la biodiversità (Genovesi & Shine, 2003), i rischi sono soprattutto di carattere ecologico (estinzione di specie autoctone, omogeneizzazione della biocenosi, alterazione degli ecosistemi..), ma ci possono essere anche conseguenze in termini economici, derivanti da tali modificazioni e dalle necessarie azioni per contrastarle. I fattori che possono influire sul grado di "invasività" delle specie alloctone sono molteplici (competizione, predazione, introduzione di nuove malattie), per questo motivo è importante effettuare un continuo monitoraggio di tali popolazioni di specie alloctone anche al fine di individuare opportune strategie d'intervento (Mack et al., 2000).

In questo ambito si inquadra lo studio della popolazione di panuro insediata nell'area della Riserva Naturale della Palude Brabbia e sulle sponde del Lago di Varese a seguito della fuga dalla cattività di un nucleo fondatore di circa 150 esemplari nel 1995 (Boto et al., 1999).

Il panuro è un passeriforme di origine asiatica, che ha come areale originario la Cina centro-orientale e il nord del Vietnam; qui frequenta territori che vanno dal livello del mare fino a 3500 m di quota, occupando svariate tipologie ambientali, dagli arbusteti, ai campi coltivati, alle piantagioni, alle foreste mature (Severinghaus, 1992). I primi individui osservati furono attribuiti alla specie *Paradoxornis alphonsianus* a causa della colorazione grigia di gola e guance, in seguito però furono rinvenuti individui con colorazione rossa attribuibili alla specie *Paradoxornis webbianus*, nonché esemplari con una colorazione intermedia.

Inoltre, sebbene non sia tuttora noto l'areale di provenienza dei soggetti importati in Italia, e la check-list degli uccelli italiani (CISO-COI, 2005) ne considerava due specie distinte (*Paradoxornis webbianus* o Panuro di Webb, e *Paradoxornis alphonsianus* o Panuro golacenerina), sono evidenziabili a livello bibliografico diverse incongruenze riguardo all'inquadramento tassonomico di questi passeriformi. Infatti,

secondo Sibley & Monroe (1996), Clements (2000), Robson (2007), *Paradoxornis alphonsianus* e *P. webbianus* vengono considerati specie distinte con relative sottospecie, mentre Han (1991) e Howard & Moore (2003), ad esempio, considerano *Paradoxornis alphonsianus* sottospecie di *Paradoxornis webbianus*.

Quindi, per meglio comprendere le caratteristiche di questa popolazione, a partire dal 2005 è stato intrapreso uno studio finalizzato a definirne le caratteristiche genetiche, a quantificarne la diffusione, ad approfondirne le conoscenze sull'eco-etologia, ad indagare la complessa sistematica di questo gruppo di specie e a valutare i potenziali fattori di rischio derivanti, ad esempio, dalla competizione con specie autoctone, cercando di comprendere le motivazioni del successo di questa immissione e di spiegarne le dinamiche attuali e future.

AREA DI STUDIO

L'area di studio, situata nella zona centrale della provincia di Varese, comprende il Lago di Varese e la Riserva Naturale Palude Brabbia, area umida di interesse internazionale posta a sud del lago e collegata ad esso tramite il Canale Brabbia.

La vegetazione della zona umida e delle sponde lacustri è composta principalmente da Fragmiteto a Cannuccia di Palude (*Phragmites australis*), Tifa (*Typha latifolia*), Consolida Maggiore (*Symphytum officinale*), Giunco da corde (*Schoenoplectus lacustris*) e Falasco (*Cladium mariscus*). Ai margini è presente una fascia di bosco igrofilo composto d'alberi ad alto fusto quali l'Ontano nero (*Alnus glutinosa*), il Fraxino (*Fraxinus excelsior*) e diverse specie di Salici.

METODI E RISULTATI

Lo studio, della durata di 3 anni, è stato articolato in diverse sezioni. Per maggiore chiarezza vengono, quindi, presentati di seguito materiali e risultati relativi ad ogni ambito della ricerca.

Al fine di chiarire l'attribuzione alle due presunte specie di panuro, *Paradoxornis webbianus* e *P. alphonsianus*, nonché per cercare eventuali differenze intra e interspecifiche tra queste due presunte specie sia intra che inter popolazione, è stato condotto presso il laboratorio ZooPlantLab (Università degli Studi di Milano-Bicocca) uno studio di carattere molecolare.

Tali ricerche sono state svolte in collaborazione la National Taiwan Normal University (Life Sciences Department) di Taipei e alcuni ricercatori del centro di inanellamento cinese che hanno provveduto alla raccolta di campioni per entrambe le specie sia in Italia che nell'areale originario (Repubblica Popolare Cinese).

In questo contesto, sono state esaminate le sequenze di 4 marcatori mitocondriali (cyt-b, coxI, 12SrDNA e 16SrDNA) che hanno permesso di evidenziare due aspetti interessanti:

1. La totale omogeneità a livello genetico tra gli individui di *P. webbianus* e di *P. alphonsianus*, sia in Italia che in Cina.
2. Una preliminare analisi di carattere filogeografico sembrerebbe indicare la prove-

nienza del nucleo di individui fondatore dell'attuale popolazione alloctona italiana a partire da una singola località dell'areale originario, piuttosto che da più località distinte come ipotizzato in precedenza.

Alla stregua di queste prime evidenze di carattere genetico, una revisione dell'attribuzione tassonomica che consideri *P. webbianus* come specie e *P. alphonsianus* come suo morfotipo è auspicabile.

Per valutare l'espansione della specie sono stati condotti 5 censimenti da febbraio 2006 a febbraio 2008, nel periodo invernale ed autunnale, stagioni in cui la specie, essendo gregaria risulta più facilmente contattabile. I censimenti sono stati effettuati nell'area centrale della provincia di Varese in settori di 1 km quadrato che presentassero delle caratteristiche potenzialmente idonee alla specie, nel caso in cui fosse stata accertata la presenza della specie sono stati coperti anche i settori limitrofi alla zona censita.

Da tale monitoraggio è emerso come la presenza sia rimasta costante dal 2003 ad oggi. Bisogna però segnalare un'ulteriore segnalazione dell'inverno 2008-2009 presso un'area umida allo sbocco del Lago Maggiore, nel Fiume Ticino, non rilevata dai censimenti precedentemente svolti. Nonostante non si sia verificata una ulteriore espansione territoriale rispetto alla situazione registrata negli anni immediatamente successivi al rilascio, l'area attualmente occupata risulta connessa, attraverso corridoi ecologici, rappresentati dalle zone umide e dai fiumi, con altre aree che la specie potrebbe sfruttare per un'eventuale espansione futura.

Per approfondire le tematiche relative all'autoecologia della specie e per stimarne la popolazione presente, i panuri sono stati catturati, tramite l'uso di reti *mist-net*, durante le sessioni di inanellamento a scopo scientifico presso la Stazione Ornitologica Palude Brabbia. Sono stati catturati in totale 367 individui a cui vanno aggiunte 318 autoricatture. Il numero di catture è variato nel corso degli anni, apparentemente in dipendenza dell'andamento meteorologico; infatti, la popolazione sembra decrescere a seguito di inverni con abbondanti nevicate.

Usando due differenti metodologie (metodo di Schnabel e metodo di Burnham e Overton; Sutherland, 1996) è stata stimata la popolazione nel corso degli anni all'interno della Riserva. I due metodi hanno fornito risultati differenti, in particolare il metodo di Burnham e Overton tende a sovrastimare le dimensioni della popolazione rispetto al numero calcolato con il metodo di Schnabel. È possibile comunque stimare una popolazione all'interno della Riserva Palude Brabbia oscillante negli anni tra i 350 e i 3500 animali.

Abbiamo inoltre monitorato 19 esemplari dotati di una trasmittente del peso di 0,43 g (BD-2N, Holohil Ltd, Ontario, Canada), in differenti periodi dell'anno, con l'uso delle metodologie di radio tracking. Le dimensioni degli home range, stimate con il metodo del Kernel (h_{adj}) al 95% (Wauters et al., 2007), sono risultate variare da circa un ettaro (0.2-1.3 ha) durante la stagione riproduttiva, a 35 ettari (20-35 ha) durante la stagione invernale, con una situazione intermedia durante l'autunno, dove le dimensioni sono risultate maggiormente variabili (9.5-47.5 ha). Queste differenze

di dimensioni sono risultate statisticamente significative (ANOVA $F(2,16) = 8.9291$ $P = 0.002487$ **) ed inoltre questi risultati sono in accordo con quanto riportato in letteratura per le aree di origine della specie.

Per analizzare l'uso dello spazio da parte del panuro, sono stati utilizzati due differenti metodi: l'analisi composizionale (Aebischer et al., 1993) e l'indice di Ivlev (Johnson, 1980). In entrambi i casi emerge una predilezione per le zone umide e in particolare per le zone ad arbusteto igrofilo e di canneto. Queste preferenze non sono riscontrate nell'areale di origine, dove la specie frequenta ambienti molto più diversificati, utilizzando anche foreste mature o aree agricole.

Lo studio della dieta del panuro è stata condotta utilizzando l'analisi dei contenuti fecali. Dalle analisi è emerso che la dieta varia durante l'anno, ed in particolare la percentuale di materiale vegetale aumenta passando dalla primavera all'inverno (ANOVA $F(3,174) = 142.77$ $P < 0.001$ ***). La porzione animale della dieta è risultata composta principalmente da Icthyophaga, Chrysomeloidea, Carabidae, Scarabaeoidea e Araneidae; mentre la parte vegetale da sambuco (*Sambucus nigra*), fitolacca (*Phytolacca sp.*) e semi di cannuccia di palude (*Phragmites australis*).

Abbiamo inoltre comparato la dieta del panuro con quella di altre 10 specie autoctone, analizzata usando la stessa metodologia, usando il "Proportional Similarity Index" (PSI) e l' "Overlap Index" (OI) descritto da Pianka (1973). Entrambi i metodi hanno fornito risultati comparabili; la dieta del panuro risulta eterogenea e in parte sovrapponibile a quella di tutte le specie considerate. Le specie che si ritiene possano essere maggiormente interessate da eventuali fenomeni di competizione sono risultate essere la cannaiola (*Acrocephalus scirpaceus*) (PSI: 0.43; OI:0.61) e il migliarino di palude (*Emberiza schoeniclus*) (PSI: 0.34; OI:0.52).

CONCLUSIONI

Dallo studio effettuato emerge come in provincia di Varese sia presente una popolazione di panuro di Web, omogenea sia geneticamente che etologicamente.

Dagli studi eco-etologici è emerso come la popolazione naturalizzata di panuro abbia mantenuto intatte, rispetto all'areale originario, molte caratteristiche della sua auto-ecologia, non sfruttando però ancora a pieno tutti gli habitat utilizzati nelle regioni di provenienza. Questo, oltre che alle altre caratteristiche della specie (onnivora, generalista, gregaria...) fanno presumere che, se anche ad oggi non si possa considerare tale, il panuro possa diventare una specie invasiva.

Ringraziamenti. Si ringrazia la Provincia di Varese e gli inanellatori della Stazione Ornitologia Palude Brabbia. Si ringraziano inoltre i tesisti che hanno partecipato alla ricerca e tutti i collaboratori che hanno reso possibile lo studio, in particolare Pier Giorgio Zanetti e i volontari dell'Oasi LIPU Palude Brabbia.

Grazie al personale dello ZOOPLANTLAB dell'Università Milano Bicocca e allo staff UAGRA, in particolare il dott. Damiano Preatoni per l'aiuto nelle analisi informatiche.

Summary

A Chinese between us: naturalised genus *Paradoxornis* in Varese Province

Parrotbills (*Paradoxornis webbianus*), Chinese Passeriformes, were introduced in Varese Province, north-western Italy, in 1995 by an animal trader that introduced 150 animals. In the same year these birds were found in Brabbia Marsh Natural Reserve, on southern side of Lake Varese. Following the major international nature protection directive exhortations we carried out a multiple scale approach to study genetics and auto-ecology of this species and to understand its impact on indigenous species. In particular, the aims of this project were: to define the present species distribution, to develop knowledge on parrotbill auto-ecology, and to evaluate the potential competition with other species, evaluating parrotbill invasiveness.

The parrotbills found in 1995 in Brabbia Marsh, and captured for the first time in 1998, having grey cheeks and throat, were classified as *Paradoxornis alphonsianus* but from 2001 some individuals with red coloration were captured and classified as *Paradoxornis webbianus*. For this reason and for the complexity of this genus taxonomy a more detailed study on genetic aspects was carried out by “ZooPlantLab” of University of Milano Bicocca.

According to this study, that used highly variable mitochondrial markers (*cyt-b* and *coxI*), the Brabbia Marsh resulted homogeneous for both markers

We carried out 5 censuses from February 2006 to February 2008, to establish species expansion that reconfirmed the 2003 presence areas. Parrotbill population size increased from the 150 individuals released in 1995, to an estimated number ranging from 1500 to 3000 animals only in Brabbia Marsh Reserve, with an order of magnitude increase in ten years. With only exception of poor environmental niche exploitation, other autoecological traits are comparable to the ones found in natural populations. Also diet analysis confirmed literature data: introduced parrotbills are omnivorous and generalist. All these results, connected with other species characteristics (generalism, large geographic original range, monogamy, monomorphic, social foraging, and non migratory strategy) suggest that the parrotbill, even if it is not yet an invasive species in Varese province, could become a pest in the future.

BIBLIOGRAFIA

- Aebischer N. J., Kenward R. E., and Robertson P. A., 1993. Compositional analysis of habitat use from animal radio-tracking data. *Ecology*, 74(5): 1313-1325.
- Boto A. Ruolini D., Vigano A. & Guenzani W., 1999. *Paradoxornis alphonsianus*: una nuova specie naturalizzata per l'Italia. Quaderni di birdwatching, speciale specie alloctone, Anno I (1) CISO-COI, 2005. Check-list degli Uccelli (Aves) italiani. (<http://www.ciso-coi.org>).
- Clements J.F., 2000. *Birds of the World: A Check-List*, 5th ed. (Updated December 15, 2005). Ibis Publishing, Vista, CA.
- Genovesi P. & Shine C., 2003. European strategy on invasive alien species. In “Convention on the conservation of European wildlife and natural habitats”. Strasbourg 1-5 December 2003. <http://eea.chm-cbd.net/information/F1059808330/F1059808757/1087480286/download>
- Han, L., 1991. A taxonomic study on Rufous-headed Crowtit in China. *Zool. Res.* 12:117-124.

- Howard R. & Moore A., 2003. A Complete Checklist of the Birds of the World. Academic Press, London.
- Johnson D. H., 1980. The comparison of usage and availability measurements for evaluating resource preference. *Ecology*, 61:65–71.
- Mack R. N., Simberloff D., Lonsdale M. W., Evans H. & Clout M. Bazzaz F. A., 2000. Biotic invasion: causes, epidemiology, global consequences, and control.. *Ecological Applications*, 10: 689-710.
- Pianka E. R., 1973. The Structure of lizard communities, *Annual review of ecology and systematic*. 1973 (4): 53-74.
- Robson, C., 2007. Family Paradoxornithidae (Parrotbills). In: Del Hoyo, J., Elliot, A., Christie, D. (Eds.), *Handbook of Birds of the World*. Lynx Edicions, Barcelona, Vol. 12. (Picathartes to Tits and Chickadees). , :292-321.
- Severinghaus L.L., 1992. Demographic patterns of Vinous-troated *parrotbill* (*Paradoxornis webbiana*). In: McCullough D. R. and Barret R. H., *Wildlife 2001: Population*. London, Elsevier Science publishers: 489-501.
- Sibley C. G. & Monroe B. L., 1996. *Distribution and Taxonomy of Birds of the World*. Yale Univ. Press, New Haven.
- Sutherland W. J., 1996. *Ecological census techniques: a handbook*. Cambridge University Press, 1996.
- Wauters L., Preatoni D. G., Molinari A., & Tosi, G., 2007 - Radio tracking squirrels: performance of home range density and linkage estimators with small range and sample size. *Ecological Modelling* 202: 333-344.

IL PROBLEMA DEL BIRDSTRIKE IN ITALIA: SITUAZIONE ATTUALE E SCENARI FUTURI

ALESSANDRO MONTEMAGGIORI

S.R.O.P.U. (Stazione Romana Osservazione e Protezione Uccelli) – Via Britannia, 36 – 00183 Roma
(alessandro.montemaggiori@gmail.com)

INTRODUZIONE

È oramai ampiamente appurato che il rischio di collisione tra uccelli ed aerei (*birdstrike*) è, di fatto, un problema estremamente concreto ed importante a causa degli altissimi costi, sia di natura umana che di tipo economico, che esso comporta in tutto il mondo.

Il primo incidente documentato tra un uccello ed un aereo a motore è avvenuto in Ohio, e risale al 1908 (Thorpe 1996). Per meglio comprendere l'entità del problema viene qui proposto un quadro riassuntivo ottenuto mettendo insieme alcune delle più recenti statistiche elaborate in differenti Paesi del mondo (Tab. 1):

Circa il 96% degli impatti riportati per l'aviazione civile risulta avvenire all'interno o nelle vicinanze degli aeroporti, soprattutto durante le fasi di decollo (39%) e atterraggio (54%) (ICAO 2009). Le specie che a livello mondiale risultano maggiormente coinvolte in incidenti di *birdstrike* sono state, nel periodo 2001-2007 (ICAO 2009): Passeriformi (31%), Laridi (18%), Accipitriformi (15%), Columbiformi (10%) e Anseriformi (6%).

Nel gennaio 2009 a New York un gravissimo incidente con oche canadesi (*Branta canadensis*) ha portato un A-320 ad uno spettacolare ammaraggio sul fiume Hudson. Nel novembre 2008 nell'aeroporto di Roma Ciampino un flock di storni (*Sturnus vulgaris*) ha determinato un incidente molto grave con conseguente perdita del veivolo (B-738).

L'aumento del numero di incidenti dovuti a *birdstrike* negli ultimi anni è particolarmente evidente. Negli USA, nella sola aviazione civile, da 2.000 incidenti nel 1990 si è passati a quasi 9.000 nel 2008 (Dolbeer et al., 2009). Per fronteggiare tale emergenza dal 1966 si è costituito l'International Bird Strike Committee (IBSC), un insieme di varie professionalità con lo scopo di condividere le conoscenze per migliorare la sicurezza aerea attraverso la comprensione e la riduzione del rischio di impatto con gli uccelli. In Italia dal 1987 opera il Bird Strike Committee Italy (BSCI), formalmente riconosciuto nel 1993 come Commissione Tecnica del Ministero dei Trasporti, e ricostituito nel 2001 nell'ambito dell'Ente Nazionale Aviazione Civile. Nel 2006 il BSCI è stato ricostituito come gruppo di lavoro alle dipendenze funzionali della Direzione Politiche di Sicurezza e Ambientali dell'Enac. Il presente lavoro è una sintesi dei risultati ottenuti dal BSCI a livello nazionale nel corso degli ultimi anni.

Aviazione civile	Aeronautica militare
36.000 impatti stimati l'anno (solo USA) ¹	oltre 4.300 impatti l'anno (sola USAF) ¹
55 incidenti mortali (1912-2009) ²	oltre 70 incidenti mortali (1950-2002) ⁴
108 aerei civili distrutti (1912-2009) ²	oltre 380 aerei distrutti (1950-2002) ⁴
277 morti (1912-2009) ²	165 morti accertati (1950-2000) ³
Costi	Costi
1,2 miliardi di \$ l'anno ³	oltre 25 milioni di \$ all'anno
(500 milioni solo in USA) ¹	(sola USAF) ¹

Tab. 1. Esempio di alcune statistiche inerenti al *birdstrike* nel mondo. Fonte dei dati: ¹De Fusco et al., 2005; ²Thorpe 2009; ³MacKinnon 2004; ⁴Richardson & West 2003.

Alghero	Crotone	Napoli	Roma Fiumicino
Ancona	Cuneo	Olbia	Roma Urbe
Bari	Firenze	Oristano	Torino
Bergamo	Forlì	Palermo	Tortoli
Bologna	Genova	Parma	Trapani
Bolzano	Grosseto	Pescara	Treviso
Brescia	Lamezia	Pisa	Trieste
Brindisi	Lampedusa	Reggio Calabria	Venezia
Cagliari	Linate	Rimini	Verona
Catania	Malpensa	Roma Ciampino	

Tab. 2. Elenco (ord. alfabetico) degli aeroporti italiani i cui dati che hanno contribuito al quadro generale presentato nel corrente lavoro.

AREA DI STUDIO

In Italia ci sono 98 aeroporti distribuiti su tutto il territorio nazionale (fonte Annuario Statistico Enac 2006). Per molti di essi, sulla base della normativa nazionale (Circ. Enac APT-01a/07), il BSCI ha a disposizione tutta una serie di informazioni e di dati sul *birdstrike* che sono oggetto dell'analisi qui presentata. Nella Tab. 2 viene mostrato l'elenco degli aeroporti le cui informazioni sono state utilizzate nel presente lavoro.

MATERIALI E METODI

A livello nazionale la materia *birdstrike* è, di fatto, disciplinata dall'Enac, attraverso il Regolamento per la Costruzione e l'Esercizio degli Aeroporti, Cap. 5 ("Rischio da impatto con volatili"), Cap. 4, par. 12 ("Pericoli per la navigazione aerea"), e dal relativo materiale interpretativo contenuto nella Circolare Enac APT-01a del 2007. Tale normativa di fatto obbliga i gestori aeroportuali a porre in essere le opportune

azioni di contenimento per prevenire i rischi di impatto di aeromobili con fauna selvatica sugli aeroporti di competenza.

Nel caso si verificano gli eventi di *wildlife strike* definiti dal regolamento Enac, i gestori sono obbligati a commissionare una ricerca naturalistica sull'ambiente ed intorno aeroportuale con uno studio di valutazione del rischio e devono predisporre un piano di prevenzione e controllo opportunamente tarato sui risultati dello studio. L'analisi dei risultati delle suddette ricerche ed i dati di monitoraggio provenienti dagli aeroporti italiani permettono al BSCI di avere un quadro complessivo della situazione a livello nazionale, che viene reso pubblico attraverso la pubblicazione di rapporti annuali sul sito istituzionale dell'Enac (cft. BSCI 2009).

RISULTATI

In Italia nel 2002 sono stati registrati 348 incidenti mentre nel 2008 si è arrivati a 912 casi di *birdstrike* (Fig. 1). Le specie maggiormente coinvolte negli incidenti sono i Laridi (principalmente *Larus michahellis*), il Gheppio *Falco tinnunculus* e il Rondone *Apus apus* (Fig. 2) e la maggior parte degli impatti avviene nel periodo maggio-settembre (Fig. 3) e nelle prime ore del giorno (Fig. 4). Il 67% degli incidenti avviene al di sotto dei 300 ft di quota (Fig. 5) e, per quanto riguarda le fasi di volo, il 64% degli incidenti avviene in fase di atterraggio, mentre il 34% in fase di decollo. Soltanto il 2% degli incidenti avviene invece in fase di crociera (Fig. 6).

Per quanto riguarda la localizzazione degli impatti sul territorio nazionale la Fig. 7 mostra il valore assoluto di *birdstrike* per aeroporto, mentre in Fig. 8 si osserva il valore pesato per il numero di movimenti di aeromobili in ciascun aeroporto.

CONCLUSIONI

La tendenza all'aumento dei report di *birdstrike* negli ultimi anni è un fenomeno comune a tutti i Paesi. Tale aumento è dovuto ad un sempre maggior grado di precisione dell'analisi svolta (rispetto agli anni precedenti, viene raggiunto un grado di informazione sempre migliore). Inoltre va considerato anche il maggior grado di attenzione rivolto al problema, che di fatto fa aumentare le segnalazioni di impatto. A ciò vanno aggiunti l'aumento complessivo del traffico aereo e l'aumento numerico di alcune popolazioni di volatili sinantropici a livello nazionale e regionale. Solo per fare alcuni esempi la popolazione nidificante di gabbiano reale zampe gialle in Italia è passata da 30.000 coppie nel 1983-84 a 60.000 nel 2006 (Brichetti e Fracasso 2003), mentre negli USA le oche canadesi stanziali sono passate da 1 milione nel 1990 a 3,9 milioni nel 2008 (Dolbeer et al., 2009).

Relativamente agli andamenti di tipo stagionale, orario e per quanto riguarda le quote e le fasi di volo in cui avvengono gli incidenti l'Italia non si differenzia sostanzialmente da quanto succede negli altri Paesi (Dolbeer et al., 2009, ICAO 2009). Confrontando poi i dati disponibili con quelli di altri Stati europei, sembrerebbe che il nostro Paese risulti allineato, come media annuale del numero di incidenti/numero di movimenti (5,3), alla Francia (5,2), alla Germania (6,0) e al Regno Unito (5,4) (BSCI 2009).

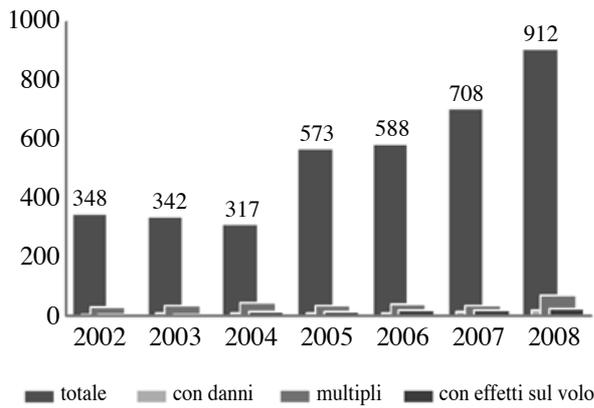


Fig. 1. Wildlife-strikes in Italia per anno (Aviazione Civile 2002-2008). N= 3.788.

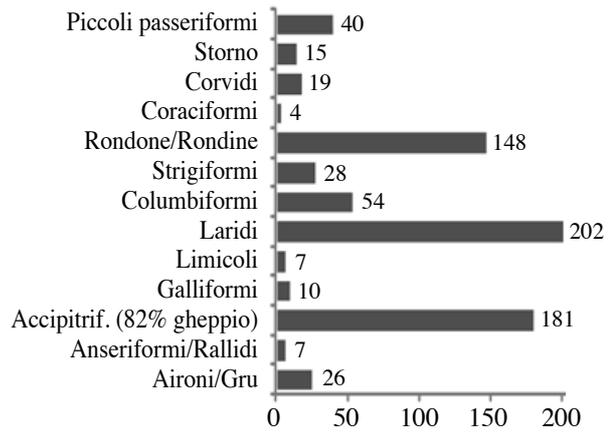


Fig. 2. Birdstrikes in Italia per gruppi di uccelli (Aviazione Civile 2007-2008). N= 741.

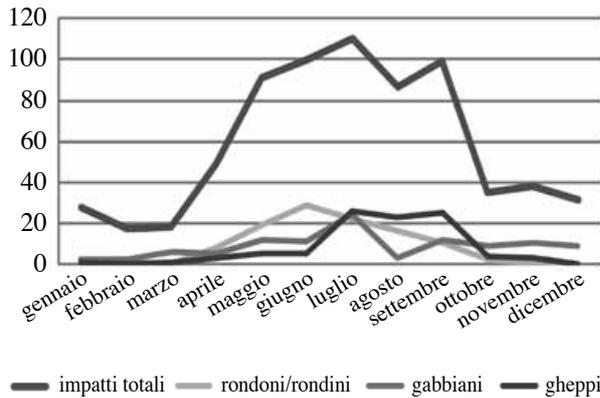


Fig. 3. Andamento stagionale dei birdstrike in Italia (Aviazione Civile 2008). N= 733.

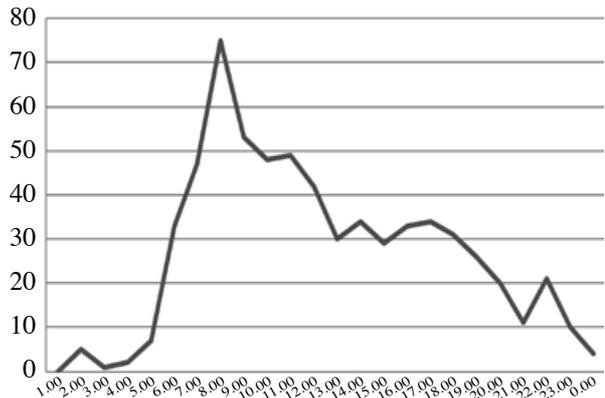


Fig. 4. Andamento orario dei birdstrike in Italia (Aviazione Civile 2008). N= 645.

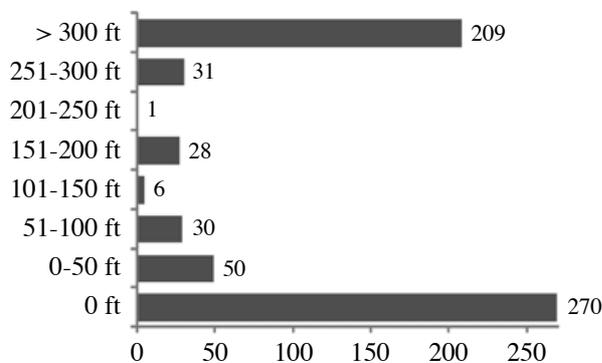


Fig. 5. Birdstrike per quota di volo in Italia (Aviazione Civile 2008). N= 625.

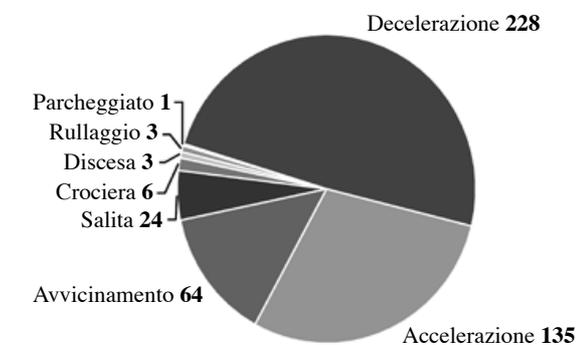


Fig. 6. Birdstrike per fase di volo in Italia (Aviazione Civile 2008). N= 464.

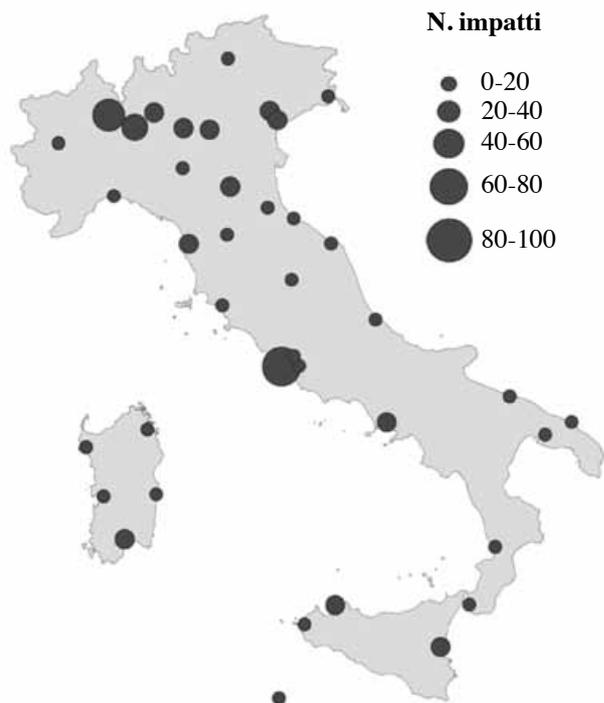


Fig. 7. Localizzazione dei birdstrike per aeroporto - valore assoluto (Aviazione Civile 2008). $N = 702$. I circoletti scuri sono di grandezza proporzionale al numero di impatti per aeroporto.

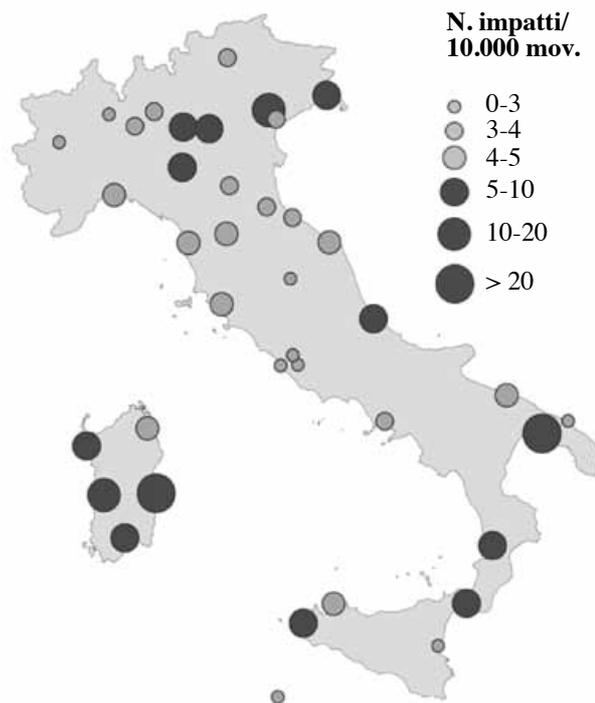


Fig. 8. Localizzazione dei birdstrike per aeroporto - valore/10.000 movimenti (Aviazione Civile 2008). $N = 702$. I circoletti diventano scuri al superamento della soglia minima di accettabilità per aeroporto (5 impatti per 10.000 movimenti).

Per quanto riguarda infine il prossimo futuro, il BSCI ha intenzione di portare avanti diverse iniziative, tra le quali l'individuazione di linee guida nella definizione dei criteri di addestramento e formazione del personale dei gestori e di quello Enac preposto alla sorveglianza in materia di bird strike; l'emissione di linee guida per la valutazione delle fonti attrattive per uccelli ed altra fauna selvatica; la definizione di un indice di rischio più preciso e valido del semplice numero di incidenti/numero di movimenti; la possibilità di un accordo con l'ISPRA (ex INFS) al fine di produrre delle mappe stagionali di migrazione e di probabilità del rischio di birdstrike a livello locale, regionale e nazionale.

Summary

Birdstrike in Italy: present and future

The risk of birdstrike is a serious problem all over the world. In January 2009 a flock of Canadian geese did force an Airbus A320 jet to crash-land on the Hudson River in New York, while in November 2008 a B-738 jet crashed in Rome Ciampino because of Starlings. In North America, Italy and most of the other countries bird strike hazards are dramatically increasing (in USA during 2009 more than 10.000 birdstrikes occurred, while in Italy they were 912), also because the populations of many bird

species have increased dramatically since the last twenty years. In Italy the breeding population of *Larus michahellis*, one of the most involved species in birdstrikes, together with Kestrel *Falco tinnunculus* and Swift *Apus apus*, doubled in the last 20 years. Most birdstrikes occur between May and September and during the morning; 67% of them occur below 300 ft of altitude and 64% during landing (34% during take-off). The Bird Strike Committee Italy is the task force dealing with this issue since 1987. It is an ENAC (Italian Civil Aviation Authority) operative structure and since then collected many data from more than 40 airports. It achieved many results, especially under the reporting point of view, and for the next future is planning several activities in order to mitigate and better monitor the birdstrike hazard in Italy.

BIBLIOGRAFIA

- Brichetti P. & Fracasso G., 2006. Ornitologia italiana. Vol.3 - Stercorariidae-Caprimulgidae. Alberto Perdisa Editore, Bologna.
- BSCI, 2009. Relazione Annuale - anno 2008. Sito Enac (http://www.enac-italia.it/repository/ContentManagement/information/N1423106691/Relazione_Annuale_BSCI2008.pdf).
- DeFusco, R. P., Hovan M. J., Harper J. T. & Heppard, K. A., 2005. Integrated North American bird avoidance system: research and development strategic plan. IBSC 27 Proc. Vol. I, WP X-4; Athens 23-27 May: 201-210.
- Dolbeer R.A., Wright S.E., Weller J. & Begier M.J., 2009. Wildlife strikes to civil aircraft in the United States 1990–2008. Federal Aviation Administration - National Wildlife Strike Database. Serial Report n. 15. Washington DC.
- ICAO, 2009. 2001- 2007 Bird Strike Analyses (IBIS). EB2009/37.
- MacKinnon, B., 2004. Sharing the skies. Transport Canada. (<http://www.tc.gc.ca/CivilAviation/Aerodrome/WildlifeControl/TP13549/menu.htm>).
- Richardson, W.J. & West T., 2003. Serious birdstrike accidents to military aircraft of many countries: additions and known totals. BSCE 26 Proc. & WP. Warsaw, 5-9 May 2003: WP OS5.
- Thorpe, J., 1996. Fatalities and destroyed civil aircraft due to bird strikes 1912-1995. BSCE 23 Proc. & WP. London, 13-17 May 1996: WP 1.
- Thorpe, J., 2009. Update on fatalities and destroyed civil aircraft due to bird strikes with Appendix for 2008 and 2009. IBSC Meeting. York, 09-10 June 2009 (Revised).

USIGNOLO DEL GIAPPONE, BENGALINO & CO: ALIENI IN TOSCANA

LUCA PUGLISI, ERIO BOSI, IACOPO CORSI, MAURO DEL SERE, FRANCESCO PEZZO,
PAOLO SPOSIMO & DOMENICO VERDUCCI

Centro Ornitologico Toscano – CP 470 – 57100 Livorno (direttore@centrornitologicotoscano.org)

INTRODUZIONE

L'introduzione di specie esotiche è considerata un importante fattore di perdita della biodiversità, ma anche una modalità di introduzione di malattie ed una causa di danni all'economia (Blackburn et al., 2009). Obiettivo di questo contributo è quello di presentare un quadro aggiornato sulla presenza di tali specie in Toscana, evidenziandone le dinamiche e presentando alcuni dati sulla loro biologia ed ecologia.

MATERIALI E METODI

Sono stati analizzati principalmente i dati presenti nelle Banche Dati del Centro Ornitologico Toscano, costituiti dagli archivi informatizzati dei progetti di monitoraggio dell'avifauna regionale portati avanti dall'associazione (es., Arcamone et al., 2007) e dall'insieme delle osservazioni compiute dai soci e trasmesse secondo un apposito sistema elettronico (Tiengo, in stampa). Questi dati sono stati ulteriormente integrati con osservazioni compiute da altri soggetti o già pubblicate e sintetizzate da Arcamone & Puglisi (2006 e 2008) e con quanto riportato nella Check-List degli uccelli della Toscana relativamente agli anni post-1900 (Arcamone & Baccetti, 2004). Lo stato di radicamento delle specie è stato definito secondo Andreotti et al. (2001).

RISULTATI

Dal 1900 ad oggi sono state segnalate 54 specie. I maggiori livelli di radicamento sono a carico delle seguenti specie:

Incerta alloctonia:

- Francolino *Francolinus francolinus* presente con una piccolissima popolazione in Provincia di Pisa;

Naturalizzate:

- Cigno reale *Cygnus olor*; per questo taxon, la cui alloctonia è relativa alle popolazioni nidificanti, si hanno osservazioni di 1-12 individui in zone umide di tutta la regione, ma la riproduzione avviene in quattro località ben distinte ed è in parte sostenuta dall'uomo;
- Coturnice orientale *Alectoris chukar* presente con piccole popolazioni sulle isole di Montecristo e Giglio;
- Fagiano comune *Phasianus colchicus* diffuso in tutta la regione e soggetto a continue immissioni a scopi venatori;

- Parrocchetto dal collare *Psittacula krameri* per cui si hanno osservazioni sparse in molte località della regione ma che si riproduce con tre (quattro?) nuclei di cui solo quello di Firenze pare di una certa consistenza e stabilità;
- Bengalino comune *Amandava amandava* e Usignolo del Giappone *Leiothrix lutea*, il cui status viene illustrato più avanti;

Acclimatate:

- Anatra muta *Chairina moschata*, Vescovo dorato *Euplectes afer* (un nucleo rilevato negli anni 2003-06) e Maina comune *Acridotheres tristis*. Per queste specie è nota la presenza di nuclei persistenti, la cui capacità di autosostentamento pare al momento minima. Lo status della Maina comune viene illustrato più avanti.

Le restanti specie sono classificate come Acclimatate altrove (N = 13), Ripetutamente segnalate (N = 23), Segnalate (N = 6) e Estinte/eradicate (N = 2).

La distribuzione generale delle segnalazioni (numero di specie per particella UTM) all'interno della regione rispecchia quella degli abitanti; non a caso l'origine della maggior parte delle specie esotiche è da ricondurre a fughe/immissioni di soggetti detenuti in gabbia o a scopo ornamentale (rispettivamente 29 e 17 specie).

Di seguito viene trattato in maniera più approfondita lo status delle tre specie con dinamiche più marcate o che, secondo la letteratura, pongono maggiori problemi di conservazione della biodiversità e di impatto economico (Global Invasive Species Database, 2009).

Bengalino comune

Specie politipica distribuita originariamente in India e nell'Asia sud-orientale, ha popolazioni naturalizzate in tutti i continenti. In Europa è presente oltre che in Italia anche in Portogallo e Spagna. Segnalato in Toscana sin dagli anni '70, senza tuttavia dare luogo a popolazioni stabili, nella metà degli anni '80 si è insediato con successo nelle aree palustri di Fucecchio e Massaciuccoli (Tellini Florenzano et al., 1997). I dati raccolti documentano la progressiva espansione dell'areale che oggi riguarda tutta la Toscana nord-occidentale, sebbene sia frazionata in relazione alla disponibilità di habitat. Questo è rappresentato da paludi con estese formazioni ad elofite, in particolare *Phragmites australis*, e dalle circostanti aree agricole su terreni bonificati (Fig. 1). Non vi sono sostanziali differenze tra la distribuzione in periodo riproduttivo e nei restanti mesi, sebbene sia osservato più frequentemente al di fuori delle aree palustri in inverno, quando frequenta anche i corsi fluviali. Nei mesi invernali la specie tende a formare raggruppamenti (almeno fino a circa 100 individui). L'attività di inanellamento a sforzo costante condotta nel Padule di Fucecchio (I. Corsi) ha permesso di dimostrare mediante ricatture la connessione di questo nucleo con quello di Massaciuccoli, anche con soggetti che si sono riprodotti in entrambi i siti, e di raccogliere informazioni sulla biologia riproduttiva e l'ecologia. Il Bengalino comune è catturato a Fucecchio da aprile a novembre, disertando negli altri mesi l'area della stazione di inanellamento; uccelli con placca incubatrice evidente e cloaca prominente sono osservati prevalentemente in luglio e agosto (metà giugno-metà set-

tembre) mentre i giovani compaiono in settembre (agosto-ottobre, catture isolate in novembre). Nei mesi primaverili (maggio-giugno) il Bengalino comune è la seconda specie più catturata dopo la Cannaiola comune *Acrocephalus scirpaceus*, analogamente a quanto già rilevato dieci anni fa (Sposimo et al., 1999). Nel complesso la popolazione regionale può essere stimata nell'ordine di 250-750 coppie.

Usignolo del Giappone

Specie politipica distribuita originariamente in un areale esteso dall'Asia sud-orientale alla Cina meridionale ed all'India nord-orientale, è naturalizzato in Giappone, Isole Hawaii, Spagna e Francia. Le popolazioni introdotte sono soggette a rapido incremento (Ralph et al., 1998; Male et al., 1998; Eguchi & Amano, 2004; Dubois, 2007) ed in alcuni casi alla loro espansione ha fatto seguito una marcata riduzione (Male et al., 1998; Simberloff & Gibbons, 2004; Blackburn et al., 2009).

La specie è stata rilevata per la prima volta alla fine degli anni '90 lungo la valle del Serchio; negli anni successivi si è accumulato un numero crescente di segnalazioni provenienti da due aree distinte, tra le province di Lucca e Pisa la prima, tra quelle di Prato e Firenze la seconda (Fig. 2); singole segnalazioni provengono anche dalle province di Grosseto e Siena dove tuttavia è dubbio che esistano popolazioni in grado di sostenersi.

Non vi è una differenza significativa nella distribuzione in periodo riproduttivo ed invernale, sebbene in questa fase la sua diffusione appaia più discontinua e raggruppata. In entrambi i periodi viene osservato in aree collinari con pendenza intermedia (declivi fino a 30°) fino ad oltre 700 m di quota, con maggior numero di osservazioni al di sotto dei 400 m. In queste aree frequente zone con folta copertura arbustiva su terreni freschi ed umidi e spesso è limitato agli impluvi o ivi fortemente concentrato. Lo si rinviene facilmente presso formazioni di bambù (fam Bambuseae); in particolare in inverno sono stati riscontrati dormitori con oltre 100 individui in tali formazioni e in macchie di allori (*Laurus nobilis*) con portamento arboreo.

In base ad osservazioni e dati di cattura, la nidificazione avviene tra maggio e agosto. Al riguardo i dati sono i seguenti: individui con placca incubatrice sviluppata (sebbene questa appaia talvolta di difficile interpretazione) e cloaca prominente già alla fine di aprile, costruzione di nidi in maggio, nidiacei imbeccati ancora in agosto e giovani con ossificazione cranica in corso, ma muta delle primaria in fase molto avanzata, in settembre.

Raggruppamenti vengono osservati nel corso di tutto l'anno: essi sono dovuti ad un chiaro gregarismo invernale, mentre in periodo riproduttivo potrebbero essere ricondotti sia alla costituzione di semi-colonie che alla concentrazione in alte densità negli ambienti più idonei.

Se ne stima una consistenza tra 200 e 1000 coppie, sebbene tale valore minimo sia probabilmente prudenziale. Si ritiene inoltre che il suo areale sia ancora non del tutto noto, oltre che soggetto ad un chiaro dinamismo, perché la distribuzione discontinua anche a piccola scala, la frequentazione di ambienti banali e la produzione di



Fig. 1. Areale del Bengalino comune in Toscana.



Fig. 2. Areale dell'Usignolo del Giappone in Toscana.

vocalizzazioni che possono generare confusione con specie diffuse, non facilitano il rilevamento dell'Usignolo del Giappone. Soggetti catturati in provincia di Firenze sembrano mostrare i caratteri della sottospecie *L. l. calypiga*.

Maina comune

Originaria dell'India e del Medio Oriente, è stata introdotta in numerose località del mondo; popolazioni vitali sono segnalate in numerosi arcipelaghi ed in Australia, dove la Maina comune è riportata entrare in competizione con specie native e causare danni all'agricoltura (Global Invasive Species Database, 2009). Sono note alcune segnalazioni per gli anni 2004-07 nell'area compresa tra il lago di Massaciuccoli e la città di Livorno, dove la specie si è certamente riprodotta negli anni passati, sebbene non si abbiano dati che indichino la regolarità del fenomeno e/o l'accrescimento numerico di questo nucleo, la cui persistenza dopo il 2007 è addirittura dubbia. È noto anche l'insediamento di un nucleo di Maina degli argini *A. ginginianus* presso Pisa nel 2003, non più segnalato in seguito.

CONCLUSIONI

Tra le specie esotiche che hanno popolazioni riproduttive in Toscana, Francolino (la cui alloctonia peraltro è ritenuta incerta; si veda al riguardo Baccetti, 1992), Cigno reale e Coturnice orientale non hanno al momento fatto registrare chiari incrementi numerici o di areale; il Parrocchetto dal collare non ha finora mostrato un'evidente

tendenza espansiva ma si è recentemente consolidato a Firenze e appare necessario monitorarne la dinamica con attenzione.

Il Bengalino comune è ben radicato; esso tuttavia è ecologicamente confinato e ad oggi non vi sono evidenze significative di un suo impatto sulla comunità nativa. Nel padule di Fucecchio, dove era già abbondante dieci anni fa (Sposimo et al., 1999), non pare essere significativamente aumentato.

L'Usignolo del Giappone, nonostante la sua presenza sia relativamente recente in Toscana, risulta ben radicato. Esso frequenta ambienti largamente diffusi e quindi ci si può attendere una sua ulteriore e forse rapida espansione. Il suo impatto sulla comunità nativa, altrove risultato inconsistente (Amano & Eguchi, 2002a, 2002b), non è al momento noto e dovrebbe essere oggetto di specifici approfondimenti, così come un suo eventuale impatto sulle attività economiche.

Diverso è il caso della Maina comune, il cui effettivo radicamento è al momento molto dubbio. Per questa specie l'eradicazione delle popolazioni introdotte è la prassi gestionale più diffusa e raccomandata (Global Invasive Species Database, 2009) e la sua fattibilità è certamente massima nelle fasi precoci di insediamento di una popolazione. Ad essa dovrebbe pertanto essere posta particolare attenzione, anche in relazione al fatto che, insieme a due sole altre specie di uccelli, rientra nell'elenco delle cento peggiori specie invasive (Lowe et al., 2000).

Ringraziamenti. Ringraziamo tutti i soci che hanno contribuito con le loro osservazioni ed in particolare E. Arcamone, N. Baccetti, A. Chines, A. Chiti-Batelli, A. Civita, G.P. Del Giovane, R. Dell'Orso, A. Franceschi, M. Franchini, R. Giagnoni, C. Giannella, D. Giorgi, M. Giunti, N. Maggi, G. Paesani, B. e F. Perroud, A. Sacchetti, C. Savaglia, L. Vanni, A. Vezzani. Alcuni dati di inanellamento sono stati raccolti da N. Maggi.

Summary

Alien birds in Tuscany

Records stored in the archives of the Centro Ornitologico Toscano were analysed in order to assess the presence and the status of alien bird species in Tuscany. 54 species have been observed since 1900 and their general distribution is related to that of inhabitants. The status and the distribution of the species actually breeding is described, while for Red Avadavat (*Amandava amandava*) and Red-billed Leiothrix (*Leiothrix lutea*) the range expansion is described and data on the ecology and reproductive biology are provided. The Red billed Leiothrix has a great expansion potential and it has to be assessed if it represents a threat to biodiversity. At this regard, the recently observed reproduction of Common Myna (*Acridotheres tristis*) could be particularly worrying and it is suggested to strictly monitor its presence in order to plan possible management action, including eradication.

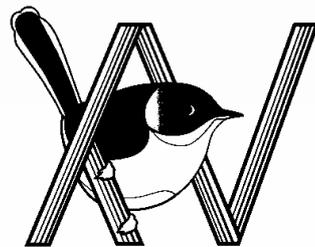
BIBLIOGRAFIA

- Amano H. & Eguchi K., 2002a. Foraging niches of introduced Red-billed Leiothrix and native species in Japan. *Ornithol. Sci.* 1: 123-131
- Amano H. & Eguchi K., 2002b. Nest-site selection of the Red-billed Leiothrix and Japanese Bush Warbler in Japan. *Ornithol. Sci.* 1: 101-110
- Andreotti A., Baccetti N., Perfetti A., Besa M., Genovesi P., & Guberti V., 2001. Mammiferi e Uccelli esotici in Italia: analisi del fenomeno, impatto sulla biodiversità e linee guida gestionali. *Quaderni di Conservazione della Natura* 2: 1-190
- Arcamone E. & Baccetti N., 2004. Check-List degli uccelli della Toscana. Available at: www.centroritologicotoscano.org.
- Arcamone E., Dall'Antonia P., & Puglisi L., 2007. Lo svernamento degli uccelli acquatici in Toscana. 1984-2006. Edizioni Regione Toscana.
- Arcamone E. & Puglisi L., 2006. Cronaca ornitologica toscana. Osservazioni relative agli anni 1992-2004. *Alula XIII*: 3-124
- Arcamone E. & Puglisi L., 2008. Cronaca ornitologica toscana. Osservazioni relative agli anni 2005-07. *Alula XV*: 3-121
- Baccetti N., 1992. Francolino. In Bricchetti P, De Franceschi P. & Baccetti N. *Fauna d'Italia. Aves. I. Gaviidae-Phasianidae: 792-799*. Edizioni Calderini, Bologna.
- Blackburn T.M., Lockwood J.L., & Cassey P., 2009. *Avian Invasions: The Ecology and Evolution of Exotic Birds*. Oxford University Press, USA.
- Dubois P., 2007. Les oiseaux allochtones en France: statut et interactions avec les espèces indigènes. *Ornithos* 6: 329-364
- Eguchi K. & Amano H., 2004. Spread of exotic birds in Japan. *Ornithol. Sci.* 3: 3-11
- Global Invasive Species Database, 2009. *Acridotheres tristis*. Available from: <http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?si=108&fr=1&sts=sss&lang=EN> [Accessed 1st October 2009].
- Lowe S., Browne M., Boudjelas S. & de Poorter M. 2000. 100 of the World's Worst Invasive Alien Species. A selection from the Global Invasive Species Database. The Invasive Species Specialist Group (ISSG), a specialist group of the Species Survival Commission (SSC) of the World Conservation Union (IUCN), Auckland.
- Male T.D., Fancy S.G., & Ralph J., 1998. Red-billed Leiothrix. In *The Birds of North America* Philadelphia, PA. 358: 1-11.
- Ralph C.J., Fancy S.G., & Male T.D., 1998. Demography of an Introduced Red-Billed Leiothrix Population in Hawaii. *The Condor* 100: 468-473
- Simberloff D. & Gibbons L., 2004. Now you See them, Now you don't - Population Crashes of Established Introduced Species. *Biological Invasions* 6: 161-172
- Sposimo P., Colligiani L., Corsi I., Giunti M., & Rossi F., 1999. Catture di Bengalino comune *Amandava amandava* nel Padule di Fucecchio (Toscana). *Avocetta* 23: 166
- Tellini Florenzano G., Arcamone E., Baccetti N., Meschini E., & Sposimo P., 1997. Atlante degli uccelli nidificanti e svernanti in Toscana. 1982-1992. *Quaderni del Museo di Storia Naturale di Livorno - Serie Monografie* 1
- Tiengo M., in stampa. CRONACA: il sistema informativo per la raccolta di osservazioni ornitologiche in Toscana. Presente volume.

Workshop

SPECIE ALIENE E PROBLEMATICHE

POSTER



NUOVI DATI SULLA PRESENZA DI AMAZZONI (*Amazona* spp.) NELLA CITTÀ DI GENOVA

ALESSANDRO ANDREOTTI⁽¹⁾ & MASSIMO PIACENTINO⁽²⁾

⁽¹⁾ISPRA – Via Cà Fornacetta, 9 – 40064 Ozzano Emilia (alessandro.andreotti@isprambiente.it)

⁽²⁾Via Romana di Quarto, 113/4 – 16147 Genova (ardeas@virgilio.it)

A Genova la presenza di amazzoni allo stato libero è nota dal 1991; la riproduzione è stata accertata nel febbraio del 1993, con l'osservazione di due giovani che chiedevano cibo agli adulti (Maranini e Galuppo, 1993). Da allora si è verificato un aumento del numero di individui e dell'areale occupato, che dalla zona centrale di Castelletto si è espanso verso est (quartiere di Albaro). Durante i censimenti per l'atlante urbano è stata rilevata un nucleo di Amazzone a fronte blu *Amazona aestiva* e qualche soggetto (forse uno solo) di Amazzone a fronte gialla *A. ochrocephala* (Borgo et al., 2005). La presente indagine è stata effettuata per chiarire la tassonomia degli individui presenti e per approfondire alcuni aspetti della biologia, rilevanti ai fini dell'attività di monitoraggio.

Dopo una fase iniziale (2004-07) volta ad acquisire informazioni sulle caratteristiche fenotipiche dei soggetti presenti, sulle abitudini alimentari e sulle zone frequentate, sono state effettuate indagini in periodo riproduttivo attraverso l'osservazione ravvicinata e la raccolta di materiale fotografico. Nel 2008 si è seguito il comportamento di una coppia nidificante, mentre nel 2009 sono state ricercate le coppie in un'area campione di circa 60 ha compresa tra i 40 e i 130 m s.l.m. e ricadente per la maggior parte nel quartiere di Castelletto. Nell'area sono presenti tre parchi pubblici (3,5 ha), diversi giardini (oltre 4,5 ha) e 3,5 km di viali alberati, con piante di età considerevole, originarie di varie parti del mondo.

Analisi dei fenotipi - Soggetti a fronte blu e soggetti a fronte gialla sono stati osservati in proporzione paritetica. Alcuni individui con caratteristiche intermedie fanno ritenere che le due specie si siano ibridate. Tale ipotesi è avvalorata dall'osservazione di coppie miste. L'ibridazione tra *A. aestiva* e *A. ochrocephala* sino ad ora è stata accertata solo in cattività (McCarty, 2006), ma le due specie sono geneticamente molto vicine, al punto che è stata posta in discussione l'attuale divisione tassonomica (Ribas et al., 2007). Gli individui a fronte blu presentano per lo più macchia carpale rossa, con parti gialle più o meno estese nella porzione distale. I soggetti a fronte gialla hanno caratteristiche simili a quelle di *A. o. panamensis*, con becco color corno e giallo solo su fronte, guance e vertice.

In quattro occasioni, il 25, il 26 e il 27.12.08 e l'8.8.09, è stata osservata un'Amazzone ali arancioni *A. amazonica*. Tutte le osservazioni sono state effettuate a Villa Piaggio e forse sono riferibili ad un unico animale.

Comportamento alimentare - Le amazzoni sfruttano una grande varietà di semi,

frutti, germogli, gemme ed altre parti vegetali (Tab. 1). Il cibo è ricercato solo su alberi; in zone frequentate dall'uomo i soggetti in alimentazione si mantengono a un'altezza superiore a 1,5-2 m da terra. Al di fuori del periodo riproduttivo si osservano gruppi di più animali (spesso 4-5), mentre in primavera e in estate sono più frequenti individui singoli o in coppia.

Comportamento riproduttivo - Durante la riproduzione le amazzoni sono elusive e silenziose. Dopo la scelta della cavità ove deporre, i membri della coppia compaiono nei pressi del nido per brevi periodi, soprattutto all'inizio e alla fine del giorno. In questi momenti emettono richiami per pochi minuti. Durante la cova e l'allevamento dei piccoli il comportamento è simile a quello descritto in natura per *A. ochrocephala* (Rodriguez e Eberhard, 2006). La femmina rimane in cova per molte ore e si allontana solo di primo mattino e alla sera. Anche dopo la schiusa le visite al nido sono rare (3-4 volte al giorno) e di breve durata, il tempo necessario per rigurgitare il cibo nel becco dei pulcini. Questo comportamento rende difficile l'individuazione dei nidi; la ricerca delle coppie può essere effettuata più facilmente nel periodo di insedia-

nome italiano	nome scientifico	frutti-semi	gemme germogli	fiori infiorescenze
Ailanto	<i>Ailanthus altissima</i>	X	X	
Albero dei rosari	<i>Melia azedarach</i>			
Albicocco	<i>Prunus armeniaca</i>	X		X
Arancio	<i>Citrus sinensis</i>	X		
Bagolaro	<i>Celtis australis</i>	X		
Ciliegio	<i>Prunus avium</i>	X		
Cipresso comune	<i>Cupressus sempervirens</i>			
Cipresso della California	<i>Chamaecyparis lawsoniana</i>	X		X
Ippocastano	<i>Aesculus hippocastanum</i>	X	X	
Leccio	<i>Quercus ilex</i>	X		
Ligustro	<i>Ligustrum lucidum</i>	X		
Magnolia	<i>Magnolia grandiflora</i>	X		
Mandorlo	<i>Prunus amygdalus</i>	X		
Nespolo del Giappone	<i>Eriobotrya japonica</i>	X		
Olmo	<i>Ulmus campestris</i>	X		
Palma delle Canarie	<i>Phoenix canariensis</i>			
Palma di Washington	<i>Washingtonia filifera</i>	X		X
Paulonia	<i>Paulownia tomentosa</i>	X		X
Pino d'Aleppo	<i>Pinus halepensis</i>	X		
Platano	<i>Platanus acerifolia</i>		X	
Robinia	<i>Robinia pseudoacacia</i>	X		X
Sofora	<i>Sophora japonica</i>	X		
Susino	<i>Prunus domestica</i>	X		
Tasso	<i>Taxus baccata</i>			

Tab. 1. Elenco delle specie vegetali di cui le amazzoni si cibano; le osservazioni sono state integrate con i dati riportati da Vergano (1998).

mento (marzo-aprile), quando gli adulti sono in fase esplorativa delle diverse cavità. Nei mesi di giugno, agosto e settembre in quattro occasioni sono stati osservati comportamenti interpretabili come *display* territoriali. Due coppie si posizionano in punti ben visibili a breve distanza tra loro (da pochi metri a qualche decina); i *partner* di ciascuna coppia giocano tra loro, emettendo vocalizzazioni sottotono, apparentemente ignorando la coppia vicina. Questi comportamenti sono stati osservati solo di mattina e di sera.

Censimento delle coppie - Tra aprile e settembre 2009 sono state rilevate cinque coppie territoriali; probabile la presenza di una sesta coppia. In due casi sono state individuate le cavità nido, una su albero, l'altra in un muraglione (già occupato nel 2008). Tre coppie sono risultate costituite da individui con fenotipo diverso, una da due individui a fronte gialla e una da due individui a fronte blu. In settembre non sono state osservate coppie con giovani e questo fa ritenere che nessuna coppia abbia avuto successo riproduttivo. Ciò può essere legato alla scarsa fertilità di coppie formate da individui con diverso fenotipo, forse anche ibridi; è anche possibile la preda ai nidi da parte di ratti o di altri uccelli (come la Taccola, vista interagire con le amazzoni in prossimità di un nido).

Ringraziamenti. Un sentito ringraziamento a Carlo Galuppo ed Enrico Borgo che hanno fornito informazioni sulle indagini effettuate negli anni precedenti.

Summary

New data on Amazons (*Amazona spp.*) in the city of Genoa (N.W. Italy)

Observations carried out between 2004-09 allowed us to ascertain that feral Amazons living in Genoa are both blue (*Amazona aestiva*) and yellow-fronted (*A. ochrocephala*), probably hybridizing one each other. We gathered data on feeding and nesting behaviour and estimated 5-6 breeding pairs in a sample area of 60 ha.

BIBLIOGRAFIA

- Borgo E., Galli L., Galuppo C., Maranini N. & Spanò S. (eds.), 2005. Atlante ornitologico della città di Genova (1996-2000). Bollettino dei Musei e degli Istituti Biologici dell'Università di Genova, vol. 69-70.
- Maranini N. & Galuppo C., 1993. Nidificazione di Amazzone fronte blu *Amazona aestiva* nella città di Genova. *Picus*, 19: 133-134.
- McCarthy E., 2006. Handbook of Avian Hybrids of the World. Oxford University Press, New York.
- Ribas C. C., Tavares E. S., Yoshihara C. & Miyaki C. Y., 2007. Phylogeny and biogeography of Yellow-headed and Blue-fronted Parrots (*Amazona ochrocephala* and *Amazona aestiva*) with special reference to the South American taxa. *Ibis*, 149: 564-574.
- Rodríguez Castello A. M. & Eberhard J. R., 2006. Reproductive behaviour of the Yellow-crowned Parrot (*Amazona ochrocephala*) in western Panama. *The Wilson Journal of Ornithology*, 118(2): 225-236.
- Vergano C., 1998. Psittaciformi naturalizzati nella città di Genova, con particolare riferimento al Parrocchetto dal collare *Psittacula krameri* (Scopoli, 1769). Univ. degli Studi di Genova. Tesi di Laurea in Scienze Biologiche. Anno accademico 1997-1998.

DIETA DEL CORMORANO *Phalacrocorax carbo* NEL LAGO DI POSTA FIBRENO (FR, LAZIO, ITALIA CENTRALE)

DEBORAH CELAURO⁽¹⁾, GIULIO LARICCIA⁽²⁾ & STEFANO SARROCCO⁽³⁾

⁽¹⁾Via G. Ricci Curbastro, 34 – 00149 Roma (harobed@tiscali.it)

⁽²⁾Parco Naturale Regionale dei Monti Simbruini – Via Roma, 48 – 00020 Jenne (RM) (g.lar@libero.it)

⁽³⁾Agenzia Regionale Parchi del Lazio – Via del Pescaccio, 96-98 – 00166 Roma (sarrocco.arp@parchilazio.it)

Il Lago di Posta Fibreno, per le sue peculiarità naturalistiche, rientra all'interno di una Riserva Naturale Regionale ed è compreso in due siti della Rete Europea Natura 2000.

L'area ospita elementi faunistici rilevanti, come l'endemico Carpione del Fibreno *Salmo fibreni* e la Trota macrostigma *Salmo (trutta) macrostigma*, a distribuzione molto ristretta nella Penisola.

Il Cormorano *Phalacrocorax carbo* è segnalato nell'area come svernante regolare dalla seconda metà degli anni '90, con presenze crescenti negli anni, fino all'attuale valore di un centinaio di individui (Brunelli et al., 2009).

Il presente studio è finalizzato a definire la dieta del cormorano nel lago per verificare l'impatto sui due Salmonidi indigeni (Celauro et al., 2008).

La dieta del Cormorano è stata studiata nel corso di tre stagioni invernali, 2006-08, attraverso l'analisi delle borre, raccolte sotto il posatoio notturno. Gli otoliti e gli altri reperti estratti dalle borre sono stati identificati per confronto con un atlante osteologico appositamente preparato e attraverso delle chiavi osteologiche. I pesci utilizzati per comporre l'atlante, catturati nel sito o in aree strettamente contigue, sono stati pesati e misurati.

I censimenti dei cormorani sono stati svolti nell'arco delle tre stagioni di svernamento e sono stati effettuati anche conteggi ad orari differenti nel corso della giornata, per verificare quanti cormorani utilizzassero il lago come area di foraggiamento. Nel corso dello studio sono state raccolte 162 borre ed individuati 891 pesci, suddivisi in diversi taxa di appartenenza; questi sono stati identificati fino almeno al livello di Famiglia o di specie (Tab. 1). 41 borre (il 25,3% dei campioni analizzati) sono risultate prive di contenuto.

I censimenti effettuati nel corso della giornata hanno evidenziato che sul lago è presente solo una parte della popolazione dei cormorani censita al tramonto, questa situazione è evidenziata dalla Fig. 1. I risultati si riferiscono ai conteggi svolti in 3 inverni consecutivi, in diverse fasce orarie, messi a confronto con quelli ottenuti nel censimento serale medio, svolto nello stesso mese, espresso in percentuale. Il grafico mostra che in alcune ore del giorno sostano sul lago meno del 40% degli individui presenti al dormitorio.

Taxa	n° esemplari	% di esemplari identificati	% di esemplari totali
<i>Perca fluviatilis</i>	668	74,6	68,0
Ciprinidi*	202	22,5	20,6
<i>Lepomis gibbosus</i>	16	1,8	1,6
Salmonidi	5	0,6	0,5
<i>Gasterosteus aculeatus</i>	5	0,6	0,5
Indeterminati	86	-	8,8

* All'interno della Famiglia sono state determinate le seguenti specie: *Tinca tinca*, *Scardinius erythrophthalmus*, *Rutilus rubilio*, *Leuciscus cephalus*, *Cyprinus carpio*, *Carassius* sp.

Tab. 1. Numero di esemplari di pesci individuati all'interno delle 162 borre rinvenute e relative percentuali sugli identificati e sugli esemplari totali.

Per la stima della predazione sui taxa più frequenti, è stato assunto che una borra fosse il risultato delle 24 ore di alimentazione e che i cormorani sostassero a Posta Fibreno 180 giorni (da ottobre a fine marzo). Utilizzando come valore di popolazione la media di tutti i censimenti effettuati nei 3 inverni (n=52), si sono ottenuti i valori riportati nella tabella 2. Questi mostrano una forte prevalenza della predazione sui Perciformi (generi *Perca* e *Lepomis*, 69,6 %), seguiti dai Ciprinidi (20,6 %).

In base ai dati di questo studio, essendo la maggioranza delle prede costituita da specie non presenti nella Riserva, è ipotizzabile che il lago di Posta Fibreno non costituisca il sito di foraggiamento preferenziale, data la bassa densità di ittiofauna e la grande trasparenza delle sue acque.

Dal punto di vista della conservazione dei due Salmonidi indigeni, sebbene il tasso di predazione rilevato sembri trascurabile, va tuttavia considerato che un prelievo anche minimo potrebbe essere rilevante per la conservazione delle due specie indigene, le cui popolazioni sono già molto ridotte (Zerunian, 2002; Gratton et al., 2008; Seminara e D'Orsi, 2008). Per contenere questo prelievo potrebbero essere utilizzati degli strumenti di dissuasione incruenti che riducano la presenza del Cormorano nel lago.

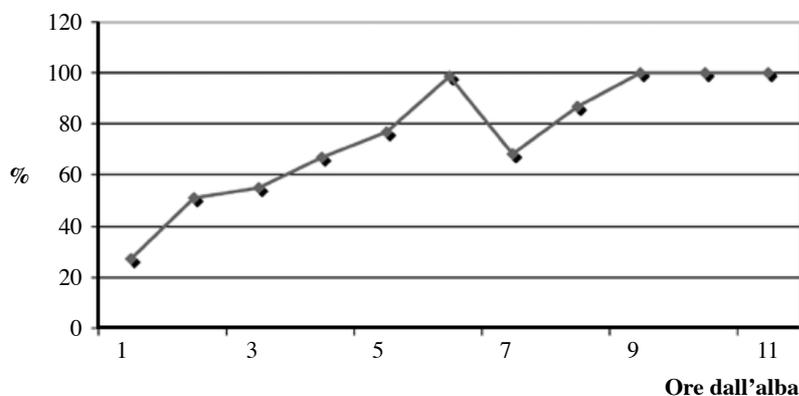


Fig. 1. Andamento delle presenze di cormorani sul Lago di Posta Fibreno, rilevati a diverse ore dall'alba.

Taxa	n° prede	% prede
<i>Perca fluviatilis</i>	38.596	68,0
Ciprinidi	11.671	20,6
<i>Lepomis gibbosus</i>	924	1,6
Salmonidi	289	0,5
<i>Gasterosteus aculeatus</i> *	289	0,5
<i>Non identificati</i>	4.969	8,8

* Il numero di questa specie è probabilmente sottostimato in quanto in almeno una borra sono stati rinvenuti resti della specie, ma non è stato possibile quantificare il numero di individui, che è stato incluso nel materiale non identificato.

Tab. 2. Stima del prelievo mensile per i taxa principali, utilizzando il valore medio della popolazioni di Cormorano nei tre inverni (n=52).

Ringraziamenti. Si ringraziano i guardiaparco della Riserva Naturale del Lago di Posta Fibreno per l'indispensabile contributo fornito nel corso della ricerca.

Summary

Diet of Cormorant *Phalacrocorax carbo* in the Lake of Posta Fibreno (Latium, Central Italy)

In the last 20 years, the cormorant population in the Lake of Posta Fibreno increased; therefore, we studied the diet of this bird to verify its impact on indigenous fishes. *Perciformes* (69,6%) and *Cypriniformes* (20,6%) were found to be the main preys, while the two threatened salmonids (*Salmo fibreni* and *Salmo (trutta) macrostigma*) appeared rarely in the diet (0,5%). Likely, the lake is used more as a roost than as a feeding site, since most of the prey species don't occur in Posta Fibreno fish community.

BIBLIOGRAFIA

- Brunelli M., Corbi F., Sarrocco S., Sorace A. (a cura di), 2009. L'avifauna acquatica svernante nelle zone umide del Lazio. Edizioni ARP (Agenzia Regionale Parchi), Roma - Edizioni Belvedere, Latina, 176 pp.
- Celauro D., Lariccia G. & Sarrocco S. 2008. Ecologia trofica del cormorano (*Phalacrocorax carbo*) nel Lago di Posta Fibreno: dati preliminari. In: Atti della prima giornata di studio "Tutela e conservazione dell'ecosistema acquatico Lago di Posta Fibreno area SIC/ZPS IT6050015". Roma, 26 gennaio 2008. Ed.Regione Lazio, R.N.R. Lago di Posta Fibreno, ARP e Associazione HydranGea, Roma, pp. 143-150.
- Gratton P., Allegrucci G. e V. Sbordoni, 2008. Analisi genetica delle popolazioni di Salmonidi del lago di Posta Fibreno. In: Atti della prima giornata di studio "Tutela e conservazione dell'ecosistema acquatico Lago di Posta Fibreno area SIC/ZPS IT6050015". Roma, 26 gennaio 2008. Ed.Regione Lazio, R.N.R. Lago di Posta Fibreno, ARP e Associazione HydranGea, Roma, pp. 82-95.
- Seminara M., D'Orsi A., 2008 - Cambiamenti recenti nel popolamento ittico del sistema idrologico del Fibreno: evidenze di un mutamento in atto - Atti giornata di studio "Tutela e conservazione dell'ecosistema acquatico Lago di Posta Fibreno area SIC/ZPS IT6050015", Roma 26 gennaio 2008. Ed. Regione Lazio, R.N.R. Lago di Posta Fibreno, ARP e Associazione HydranGea, Roma; p. 159-173.
- Zerunian, S., 2002. Condannati all'estinzione? Biodiversità, biologia, minacce e strategie di conservazione dei Pesci d'acqua dolce indigeni in Italia. Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Mare. Edagricole. Bologna, pp. 220.

ATTIVITÀ ANTROPICHE E AVIFAUNA ACQUATICA: INTERAZIONI TRA NITTICORA *Nycticorax nycticorax* E TROTOCOLTURA IN UN'AREA PROTETTA DEL LAZIO

LUCA CLEMENTINI ⁽¹⁾, MANUELA PANICONI ⁽²⁾, STEFANO SARROCCO ⁽³⁾
& MARZIO ZAPPAROLI ⁽⁴⁾

⁽¹⁾ Via C. Vigna, 89 – 00168 Roma

⁽²⁾ Via della Rocchetta, 8 – 02010 Rivodutri (Rieti)

⁽³⁾ Agenzia Regionale Parchi – Via del Pescaccio, 96 – 00166 Roma

⁽⁴⁾ Università degli Studi della Tuscia – Via San C. de Lellis snc – 01100 Viterbo

Nel corso dell'ultimi quindici anni la Nitticora (*Nycticorax nycticorax*) ha iniziato a riprodursi con regolarità nel Lazio, mostrando anche un graduale incremento numerico. Attualmente, sono state individuate almeno quattro colonie ma non si esclude la presenza anche di altri nuclei riproduttivi (Brunelli et al., in stampa). Una delle colonie è situata nella Riserva Regionale dei Laghi Lungo e Ripasottile (Rieti), dove, dal 1999, si riscontra un aumento del numero di individui (Brunelli et al., 2004) e dove, in base alle nostre osservazioni, fino al 2008 hanno nidificato 20-30 coppie, tutte concentrate nelle immediate vicinanze di una trotticoltura a trota iridea (*Oncorhynchus mykiss*). Fin dalla comparsa della colonia si sono constatate alcune interazioni tra le attività riproduttive della specie e quelle di acquacoltura, dovute sia alla mortalità di individui sia dalla sottrazione di pesci. Nel presente lavoro sono sinteticamente riportati i risultati di una indagine finalizzata alla descrizione e alla quantificazione di queste interazioni.

L'area di studio è situata in località Sorgente di Santa Susanna (Rivodutri, Rieti), a 380 m s.l.m., nella Riserva Naturale dei Laghi Lungo e Ripasottile. All'epoca delle nostre osservazioni la colonia era ubicata nella ZPS "Laghi Lungo e Ripasottile" (codice IT6020011). I nidi erano posti lungo una fascia di vegetazione arbustiva riparia a *Salix cinerea* e *Phragmites australis* sulla sponda orografica sinistra del fiume Santa Susanna, un corso d'acqua che scorre a contatto con un impianto di trotticoltura. L'impianto, esteso su una superficie di circa 1 ha, è costituito da sette vasche, il cui perimetro complessivo è di 333 m. Come misura di dissuasione contro la predazione degli Ardeidi, tutte le vasche sono coperte da reti.

Le osservazioni sono state condotte nell'agosto-settembre 2007 e nel giugno-agosto 2008. Per la stima della colonia, oltre al censimento degli individui in ogni stagione riproduttiva, è stato effettuato il conteggio dei nidi in ottobre. I dati sull'attività alimentare sono stati raccolti attraverso sessioni di 24 ore ciascuna, ripetute ogni 10 giorni, registrando il numero di prede catturate per ogni individuo e la classe di età (giovane, subadulto, adulto). I dati sulla mortalità, dovuta alle reti di copertura, sono stati raccolti attraverso controlli effettuati ogni due giorni, percorrendo il perimetro delle vasche. Le fasce orarie fanno riferimento all'ora solare.

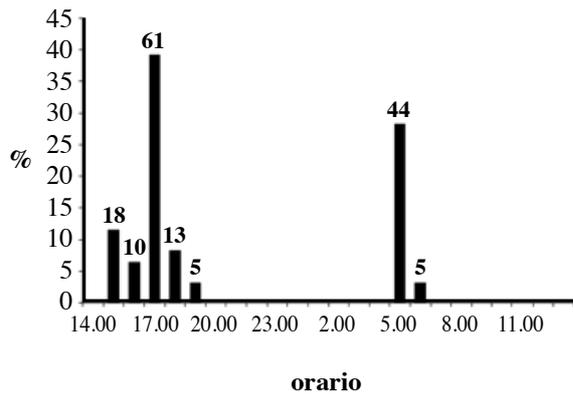


Fig. 1. Attività alimentare di Nitticora nell'impianto di trotilcoltura in località Sorgente di S. Susanna (Rivodutri, Rieti), stagione riproduttiva 2008 e 2009: ripartizione percentuale del totale delle catture per ora (valori assoluti sopra alle colonne).

Nel 2007 è stata accertata la presenza di almeno 72 adulti, 6 subadulti e 65 giovani, almeno 29 coppie nidificanti e 32 nidi; nel 2008 sono stati contati 67 adulti, 7 subadulti e 59 giovani, 24 coppie nidificanti e 27 nidi. I risultati delle osservazioni effettuate nel periodo di studio sono riportate in Tab. 1.

L'attività alimentare della Nitticora nell'impianto di trotilcoltura era rivolta verso trotelle della taglia media di 9,7 cm (DS 1,54 cm, intervallo 6,8-14,1 cm). Tale attività era svolta prevalentemente tra le ore 05:00 e le ore 06:00, con un picco alle 05:00 (28% delle catture totali), e tra le ore 15:00 e le ore 19:00, con un picco alle 17:00 (39% delle catture totali) (Fig. 1).

Solo in una occasione sono stati osservati individui in alimentazione nelle ore centrali del giorno (15:00-16:00), in coincidenza di un peggioramento delle condizioni meteorologiche. Non sono mai stati osservati individui in alimentazione durante le ore notturne, confermando l'attività perlopiù crepuscolare della specie (Fasola & Alieri, 1992). La tecnica di caccia adottata dalla specie è stata quella dello *standing*, praticata dal bordo delle vasche; solo occasionalmente è stata utilizzata la tecnica del *walking*, nell'acqua ai bordi delle vasche.

Le reti di protezione, con maglie 15 x 15 cm, hanno determinato una forte mortalità della Nitticora, in particolare dei giovani, con oltre il 50% degli individui morti impigliati complessivamente rinvenuti nei due anni di studio (Tab. 2). Alla fine di ago-

Sessione	giovani		subadulti		adulti		Totale	
	n	%	n	%	n	%	n	%
20/21 ago 07	14	35,0	-	-	26	65,0	40	100,0
30/31 ago 07	20	47,6	5	11,9	17	40,5	42	100,0
10/11 set 07	6	75,0	1	12,5	1	12,5	8	100,0
15/16 giu 08	-	-	-	-	40	100,0	40	100,0
28/29 giu 08	-	-	-	-	11	100,0	11	100,0
8/9 lug 08	-	-	-	-	10	100,0	10	100,0
Totale	40	26,5	6	4,0	105	69,5	151	100,0

Tab. 1. Attività alimentare di Nitticora nell'impianto di trotilcoltura in località Sorgente di S. Susanna (Rivodutri, Rieti), stagione riproduttiva 2007 e 2008: numero di pesci catturati da ciascuna classe di età e loro ripartizione percentuale per sessione di campionamento.

Periodo	giovani		subadulti		adulti		Totale	
	n	%	n	%	n	%	n	%
ago 07*	13	76,4	2	11,8	2	11,8	17	100,0
set 07	1	50,0	0	0,0	1	50,0	2	100,0
giu 08	3	27,3	1	9,1	7	63,6	11	100,0
lug 08	4	57,1	0	0,0	3	42,8	7	100,0
ago 08	1	50,0	0	0,0	1	50,0	2	100,0
Totale	22	56,4	3	7,7	14	35,9	39	100,0

* 1 giovane e 1 adulto sono stati liberati.

Tab. 2. Numero e ripartizione percentuale degli individui di *Nytticora mensilmente* rinvenuti intrapolati nelle reti dell'impianto di trotilcoltura in località Sorgente di S. Susanna (Rivodutri, Rieti), per classe di età.

sto 2007, sulla prima rete è stata collocata una seconda rete con maglie 10 x 10 cm. Tale modifica non ha prodotto una diminuzione dell'impatto predatorio, in quanto le nitticore entravano nelle vasche attraverso ampie aperture rimaste lungo i bordi. Il potenziamento della copertura ha però determinato la diminuzione della mortalità (Tab. 2). Maggiormente efficace nel diminuire sia la sottrazione di pesci sia la mortalità degli uccelli, è stata la successiva chiusura delle aperture lungo i bordi delle vasche, effettuata a luglio 2008. Ulteriori osservazioni da noi condotte nella stagione riproduttiva 2009 hanno permesso di accertare che la colonia non ha più occupato il sito di Santa Susanna, presso la trotilcoltura, ma si è spostata a circa 2 km di distanza, in loc. Votone (Cantalice). Lo spontaneo trasferimento della colonia ha quindi fortemente ridotto, se non annullato, i fattori di rischio sopra descritti.

Summary

Interactions of a breeding colony of Night Heron *Nycticorax nycticorax* on Rainbow Trout farm in Natural Reserve of "Laghi Lungo e Ripasottile" (Central Italy, Rieti).

Ringraziamenti: si ringraziano Stefano Casucci (Trotilcoltura Santa Susanna, Rieti), Mauro Fasola (Università di Pavia), Flavia Rossi (Riserva Naturale dei Laghi Lungo e Ripasottile).

BIBLIOGRAFIA

- Brunelli M., De Santis E., Roma S., Rossetti M. & S. Sarrocco, 2004. Nuovi dati sulle garzaie di Nitticora *Nycticorax nycticorax* nel Lazio. *Alula*, 11: 132-137.
- Brunelli M., Corbi F., Sarrocco S., Sorace A., De Felici S., Boano A., Guerrieri G., Meschini A., Roma S. (in stampa). Nuovo Progetto Atlante degli Uccelli Nidificanti nel Lazio (2000-2009). Edizioni ARP, Roma.
- Fasola M. & Alieri R., 1992. Nitticora (*Nycticorax nycticorax*). In: Bricchetti P., De Franceschi P., Baccetti N. (Eds.), *Fauna d'Italia*. XXIX, I. Gaviidae-Phasianidae. Calderini, Bologna, pp. 144-157.

BREEDING BIOLOGY OF THE MAGPIE *Pica pica* IN A HILLY AREA OF THE ABRUZZO REGION, CENTRAL ITALY

AUGUSTO DE SANCTIS⁽¹⁾ & REBECCA MANGINELLI⁽²⁾

⁽¹⁾ IAAP-WWF, Centro Fauna Rupestre dell'Appennino – Riserva Gole del Sagittario
Anversa degli Abruzzi (AQ) (a.desanctis@wwf.it)

⁽²⁾ Stazione Ornitologica Abruzzese, C/o Museo De Leone – Oasi WWF Lago di Penne (PE)

Breeding performance is widely recognized as a fundamental parameter to consider in managing species populations. The Magpie *Pica pica* is a typical species claimed by legal agencies and local institutions in Italy “to be managed” for its impact over game species and, as a consequence, meta-populations of this species are subject to a number of so-called “management interventions”. These always include the killing of hundreds of individuals through different methods (Cocchi, 1996). Nonetheless, to our knowledge in Italy there is no published data on the breeding biology of this species and we don't know on what biological basis the management intervention is conducted. This convinced us to present the results of an unpublished Msc thesis (Manginelli, 1997) with data collected in 1995 and 1996 in the province of Pescara, Abruzzo Region, Central Italy.

The study area of 552 sq Ha was within the Città S. Angelo Municipal territory, at a height comprised between 100 and 200 m a.s.l.. It is a hilly site with sub-Mediterranean climate. The land-use of the area is characterized by olive-grooves and vineyard plantations interspersed with grain and horticultural fields, with residential nuclei and isolated farm houses. Along roads and small ditches there are hedgerows of *Quercus pubescens*, *Robinia pseudoacacia*, *Prunus spinosa*, *Crataegus* spp. During the winter 1994-1995 we first mapped old nests on 1:25000 IGM map. Starting in February 1995 we began to monitor the appearance of new nests and the rehabilitation of old ones. From the end of March we conducted weekly inspections of those nests accessible with a 9 m ladder.

The occupation of the other nests was checked by observation of the brooding female. Pulli were ringed at the age of fourteen days. Fledgings were checked by visual observation of the young around the nests. In 1995 eggs were measured and weighed with a calliper and a pesola balance. For each inspected nest in 1996 we collected the following environmental parameters in a circular plot of ten meters radius around the tree: tree species; height of the tree; diameter at breast height; breadth of the canopy; height of the nest; distance of the nest from the centre of the tree; presence of climber plants on the trunk or around the nests; presence of shrubs beneath the tree; distance from the nearest house and from the nearest road; percentage of coverage of trees, shrubs, open area, roads in the plot; percentage of covering of thorny shrubs. Moreover for each tree in the plot we noted the species, the

Independent variables	Coefficient	Standard Error	t (31)	p
Diameter of the trunk	0.13	0.04	2.93	0.006
Distance from the nearest houses	-0.078	-2.83	-2.81	0.008
Intercept	65.6	4.54	14.5	0.000

Tab.1. Parameters of the model explaining relationship between environmental variables and percentage height of the nest along the tree.

diameter, the presence of climber plants and if it was taller or not than the nest tree. Nest density resulted very high in comparisons with other European countries (15.9 nests/sq km in 1995 and 12.7 in 1996). The Pubescens oak was the preferred nest tree both in 1995 and 1996 (46% of 88 nests and 42% of 70 nests respectively), followed by sweet cherry *Prunus avium* (9% and 11%), almond tree *Prunus dulcis* (7% and 10%) and black locust (7% and 7%). Eighteen tree species were chosen in 1995 and fourteen in 1996. Man-made structures such as pylon were rarely chosen (1% in both years). Only one nest was found in 1996 in an olive tree *Olea europaea* although this species was far more the most abundant tree in the area. In 1996 the position of 34 inspected nests was at a mean percentage of the tree height of 66 ± 12 DS (45-88%) and at a mean percentage of distance from the centre of the tree on the whole canopy of 30 ± 21 DS (0-75%). Pearson correlation coefficient was used to explore the relationship between the position of the nest variables and environmental variables. Only the diameter of the trunk and distance from the houses resulted correlated with percentage height of the nest along the trunk in a significant way ($R=0.47$, $p=.004$ and $R=-0.46$, $p=0.006$ respectively, $n=34$). Different multiple regression models was used to better explore relationships between variables. The linear model was the best one explaining 38.2% of the variance with both diameter of the trunk and distance from the houses as explanatory variables (tab.1). The position in the canopy was correlated only with the number of trees in the plot area ($R=-0.36$, $p=0.04$).

Reproductive parameters for the year 1995 for the first breeding attempt were: mean clutch size 4.80 (3-7, $n=20$), mean brood size at fourteen days 2.7 (1-4, $n=10$) for successful attempts, 11 failed attempts (52% of the total). Considering all attempts the mean number of pulli per nest was 1.29 ± 1.49 DS. Eggs measurements were: length 32.1 mm ± 2.8 DS (21.2-39.1, $n=103$), width 22.8 mm ± 1.19 DS (15.5-24.6, $n=103$), weight 8.66 g ± 1.5 DS (2.7-12.0, $n=90$). Clutches size was inversely correlated with deposition date (R Spearman $=-0.58$, $p=0.018$, $n=16$). In 1996, reproductive parameters for the first attempts were: mean clutch size 5.6 (3-8, $n=26$); mean brood size at fourteen days for successful attempts 2.7 (1-4, $n=7$); 21 failed attempts (75% of the total, $n=28$). Considering all attempts the mean number of pulli per nest was 0.7 ± 1.2 DS. Six out of these pairs (28%) produced second attempts with a mean of 4.7 eggs and a mean number of pulli at fourteen days of 0.8 for all attempts. Three out of these attempts failed. Medians of the brood size did

not differ between first and replacement attempts (Mann-Whitney U test, $p=0.11$). Any of the environmental variables were different between successful and preyed nests (p of Mann Whitney U test always >0.15) or between successful and failed nests (p of Mann Whitney U test always >0.1) or between successful, preyed and nesting attempts failed for unrecognized causes (Kruskal-Wallis Test, p always >0.15).

Comparisons between 1995 and 1996 data showed only a slight significant difference in clutch size (Mann-Whitney U test, $p=0.04$).

The present study showed a very high desertion and predation rate resulting in low breeding success in comparison with other European areas. At the same time we recorded one of the highest densities ever registered in this species (Birkhead, 1991). The so-called density-dependent effect could explain this situation. Interestingly in both years not one successful attempt was represented by a one-pullus brood, suggesting active desertion in presence of too low brood size. High density could exacerbate intraspecific competition and selective pressures over pairs resulting in a dichotomy between very high quality territories which could support medium-large broods which are convenient to rear and the other territories. In this situation the cost to rear a small brood could out-weigh the benefits, suggesting to pairs to desert. We confirmed that magpies changed nest placement in the canopy according to the level of urbanization (Wang et al 2008).

Riassunto

Biologia riproduttiva della Gazza *Pica pica* in aree collinari della Regione Abruzzo (Italia centrale)

È stata studiata la biologia della Gazza a Città S. Angelo (PE). La densità è elevata (1995: 15,9 nidi/kmq; 1996:12,7). Nel 1995 i parametri sono stati: grandezza covata 4,80, grandezza nidata 2,7, con 11 tentativi con esito negativo (52% del totale). Il numero di pulli per nido è stato di 1,29. La grandezza della covata è inversamente correlata con la data di deposizione. Le misure delle uova sono risultate: lunghezza 32,1 mm, larghezza 22,8 mm, peso 8,66 g.. Nel 1999 i parametri sono risultati: media grandezza covata 5,6; grandezza nidata 2,7; numero di pulli per nido 0,7 con 21 tentativi con esito negativo (75%). Sei di queste (28%) hanno prodotto una covata di sostituzione (media di 4,7 uova e 0,8 di pulli). L'altezza dei nidi è influenzata dal diametro del tronco e dalla distanza dalla casa più vicina.

REFERENCES

- Birkhead T., 1991. The Magpies. T & AD Poyser Ltd (A & C Black).
- Cocchi R., 1996., Il controllo numerico della Gazza mediante la trappola Larsen. Doc. Tecnici INFS n.19, Ozzano Emilia (Bo) (*in Italian*).
- Manginelli R., 1997. Breeding biology of the Magpie (*Pica pica*) in a submediterranean area with note about ecology. Msc Thesis, Bologna University (*in Italian*).
- Wang, Y., Chen S., Jiang P., Ding and Ping, 2008. Black billed Magpies (*Pica pica*) adjust nest characteristics to adapt to urbanization in Hangzhou, China. Can. J. Zoology, Vol.86, 7, 676-684(9).

EFFETTI DELLE CARATTERISTICHE AMBIENTALI SULLE POPOLAZIONI DI FAGIANO *Phasianus colchicus* E DI COLINO DELLA VIRGINIA *Colinus virginianus* NEL PARCO DEL TICINO

ELISA DESTRO, ALBERTO MERIGGI & ANNA VIDUS ROSIN

*Dipartimento di Biologia Animale, Università di Pavia – Via Ferrata, 1 – 27100 Pavia
(meriggi@unipv.it)*

Dagli anni '60 si è assistito ad una sempre maggiore modernizzazione delle pratiche agricole che ha causato la riduzione complessiva della diversità ambientale, con ovvie ripercussioni anche sulla fauna selvatica. Con l'entrata in vigore del Piano di Sviluppo Rurale della Regione Lombardia, in Provincia di Pavia sono stati attuati molti interventi finalizzati ad un progressivo miglioramento degli ambienti agricoli. In particolare, per la piccola selvaggina, assume rilevante importanza l'asse 2 con le misure 214 e 221, che prevedono di destinare alcuni appezzamenti ad impianti di arboricoltura, quali i pioppeti tradizionali, le biomasse e le riforestazioni con latifoglie di pregio. Lo scopo della ricerca è stato di indagare gli effetti delle caratteristiche ambientali dei sistemi agricoli nella Provincia di Pavia sulle popolazioni di fauna selvatica. Sono state scelte come specie indicatrici di qualità ambientale il Fagiano comune *Phasianus colchicus* e il Colino della Virginia *Colinus virginianus*, poiché la loro abbondanza è strettamente dipendente dalla quantità e disponibilità di habitat ad alta naturalità.

L'area di studio (790 ha) è localizzata nel Parco Regionale del Ticino, in Provincia di Pavia. I boschi hanno occupato la maggior parte dell'area di studio (40,2%), seguiti dalle coltivazioni (riso, mais e soia, 35,9%), dagli impianti di arboricoltura da legno (15,4%), e infine dagli incolti e bordi (8,5%). Lo studio è stato svolto da maggio a luglio 2007 e 2008; la vegetazione dell'area di studio è stata rilevata direttamente in entrambi gli anni di studio. Gli impianti di arboricoltura da legno sono stati distinti in base alla loro tipologia (biomasse, riforestazioni e pioppeti). Le biomasse sono state differenziate tra loro in base al sesto di impianto, dato dalla distanza tra i filari e dalla distanza tra le piante all'interno di ogni filare (3x0,50 m, 3x1,5 m, 3x2 m). I maschi di fagiano e di colino in canto territoriale sono stati contattati da punti di ascolto scelti in modo casuale e in numero proporzionale all'estensione dell'area di studio. Tutti i maschi di fagiano e colino contattati sono stati mappati su ortofotocarte in scala 1:10.000; i dati raccolti sono stati digitalizzati con il programma ArcView 3.2.

Le stime della densità sono state ottenute utilizzando il programma DISTANCE 5.0. L'areale di fagiani e colini è stato individuato attraverso il programma RANGES VI, che stima la densità delle localizzazioni (fagiani e colini in canto) in funzione della distanza tra di esse. A questo scopo, mediante la "Kernel-Analysis", sono state de-

finite fasce concentriche, a densità d'osservazioni decrescente, e racchiudenti, quella centrale, il 20% delle osservazioni e le successive, ciascuna il 10%, fino al 99% del totale. Le fasce sono state quindi utilizzate come unità di campionamento per le successive analisi delle relazioni tra densità di fagiani e colini e caratteristiche ambientali. È stato calcolato il coefficiente di correlazione parametrico r di Pearson per verificare il grado di associazione tra la densità di maschi in canto e le singole variabili ambientali. Infine l'analisi di correlazione è stata utilizzata per individuare i sottogruppi di variabili ambientali non correlate per le analisi successive. L'Analisi di Regressione Multipla è stata effettuata per esaminare l'effetto combinato delle variabili ambientali sulla densità di maschi di fagiano e colino. Il modello migliore è stato scelto in base all' AIC_c e successivamente l'importanza di ogni variabile nel predire la densità di maschi di fagiano e di colino è stata saggiata mediante l'inferenza multi-modello (Information-Theoretic Approach, Anderson e Burnham, 2002). La densità stimata è stata di 37 fagiani/km² e di 50 colini/km² nel 2007, 48 fagiani/km² e 43 colini/km² nel 2008. La densità di fagiani è stata correlata positivamente con le biomasse nel 2007 e i campi di soia nell'ultimo anno di studio ($r = 0,967$, $r = 0,894$, $P < 0,0001$). La densità di colini è stata correlata positivamente con le biomasse in entrambi gli anni di studio ($r = 0,807$, $r = 0,919$, $P < 0,0001$) e con i bordi cespugliati nel 2008 ($r = 0,866$, $P < 0,05$). Dalle analisi di regressione multipla sono stati formulati diversi modelli sulla densità di maschi di entrambe le specie in relazione alle variabili ambientali. Per quanto riguarda il fagiano, il modello migliore ha spiegato il 67% della variabilità della densità dei maschi in canto territoriale ($AIC_c = 85,87$). Le variabili più importanti nel predire la densità dei maschi di fagiano sono state le biomasse 3x2m e 3x1,5m, le riforestazioni e i campi di mais con effetto incerto, e le biomasse 3x0,50m con effetto positivo ($\hat{b} = 2,8$, $ES = 2,73$; $\hat{b} = 0,5$, $ES = 0,24$; $ES = \hat{b} = -0,2$, $ES = 0,43$; $\hat{b} = 0,2$, $ES = 0,14$; $\hat{b} = 0,1$, $ES = 0,03$, rispettivamente). Considerando il colino, il modello migliore ha spiegato il 73% della variabilità della densità dei maschi in canto territoriale ($AIC_c = 85,87$). Le variabili più importanti nel predire la densità dei maschi di colino sono state gli edificati e gli anni di studio con effetto incerto, risaie con effetto negativo, i bordi cespugliati e le biomasse 3x2m con effetto positivo ($\hat{b} = -2,1$, $ES = 2,02$; $\hat{b} = -0,4$, $ES = 0,65$; $ES = \hat{b} = -0,3$, $ES = 0,13$; $\hat{b} = 0,6$, $ES = 0,24$; $\hat{b} = 0,9$, $ES = 0,20$, rispettivamente). Complessivamente, le densità di fagiani e colini indicano come l'area di studio sia caratterizzata da una buona eterogeneità ambientale. Sia le densità di fagiani, sia di colini sono state associate positivamente alle biomasse e alle coltivazioni in grado di fornire una buona copertura a livello del suolo. In particolare, la densità di colini è stata positivamente influenzata dai bordi caratterizzati da una copertura cespugliare, quindi da una buona stratificazione orizzontale e verticale.

Considerando entrambe le specie buone indicatrici della qualità e naturalità ambientale è possibile attribuire agli impianti di biomassa caratterizzati da una maggiore densità di piante, ai bordi cespugliati e parzialmente alle riforestazioni un ruolo importante nell'incrementare la diversità ambientale nei sistemi agricoli. Infatti, le

produzioni agricole contribuiscono ad estendere l'habitat forestale fungendo anche da corridoi ecologici e, quindi, hanno un impatto positivo sulla naturalità delle aree agricole e sulla loro biodiversità.

Summary

Effects of habitat characteristics on populations of Pheasants *Phasianus colchicus* and Bobwhite quails *Colinus virginianus* in the Ticino Regional Park

The research was carried out to study the effects of habitat characteristics on wildlife in agro-ecosystems in the Province of Pavia. We studied the relation between the density of both species in one study area located in the Ticino Regional Park (Province of Pavia, northern Italy) from May to July 2007 and 2008. Populations of pheasant and bobwhite quail were monitored by censuses of males carried out by the mapping method. Calling birds were mapped at 1:10.000 scale. Correlations and Multiple Regression Analyses were made in order to study male density in relation to environmental variables. Model selection and Inference from models was made according to the information-theoretic approach with the aim of measuring the relative importance of predictor variables, as resulted from the best MRA models. The density of both species was positively associated with arboriculture stands and soybean fields. Moreover, bobwhite density was positively correlated with bush edges. Out of all arboriculture stand types, the positive role of 3x0,5m short rotation coppices for both species emerged from the multi-model inference. Considering the Pheasant and the Bobwhite quail good indicators of habitat quality, we can be attributed to short rotation coppices, bush vegetation, and crops with good cover at ground level an important role in increasing heterogeneity in agro-ecosystems, both in the specific composition of the vegetation, both at the structural level.

BIBLIOGRAFIA

- Anderson D.R. e Burnham K.P. 2002. Avoiding pitfalls when using Information-theoretic methods. The Journal of Wildlife Management 66: 912-918.

URBAN GULLS: BREEDING DISTRIBUTION AND BIOLOGY IN LIVORNO

ALESSIO FRANCESCHI & EMILIANO ARCAMONE

Centro Ornitologico Toscano – CP 470 – 57100 Livorno
(*alfranceschi@alice.it*) (*arcamone@libero.it*)

Several species of large gulls (genus *Larus*) have shown a considerable worldwide increase (Blokpoel and Spaans, 1997) and their impact on urban areas is increasingly matter of concern (i.e. Rock, 2005). In Italy, the Yellow-legged gull, *Larus michahellis*, is the only large gull nesting in towns and its distribution and abundance are well known (Bricchetti e Fracasso, 2006). In Tuscany this gull historically breeds in the islands of the Arcipelago Toscano but in the last twenty years it has colonized new continental breeding sites, of which about 60% are in towns (Franceschi, 2007). This increase, together with its scavenging behaviour and the growing disturbance at urban areas, has fostered a hostile public attitude toward this species.

The city of Livorno (43°33'6"N; 10°18'2"E) hosted the largest population of urban gulls in tuscany; a monitoring programme of the breeding population has been carried out by the Centro Ornitologico Toscano since the early steps of the colonization (Arcamone e Leone, 2001). The use of roofs-top for nesting in Livorno has raised a number of problems (Franceschi, 2009) and thus, complaints about foul, noise, and aggressive behaviour are commonly reported by citizen during the breeding season. A study aimed to understand the ecology of the species started in 2005 (Arcamone e Franceschi, 2006) and due to recent upsurge in complaints by citizen in 2008 a new survey was commissioned by the "Provincia di Livorno". Nests were located from vantage points by spotting scopes and all locations were mapped by GIS (Arcamone e Franceschi, 2006). Hatching date was evaluated by ageing observed chicks and, when accessible, nests were visited in order to collect breeding parameters. Aggressiveness was evaluated at nest on a sample (n=28) of breeding pairs according to Furness (1984) using a five-point increasing scale (1- adult left territory when disturbed by observed; 2- adult circled above territory but did not swoop; 3- swooped at the observer but did not hit; 4- swooped regularly, and hit only rarely; 5- swooped regularly, and hit on most swoops).

In a decade the number of nesting gulls in the city of Livorno increased an average of 20% per year, and in 2008 the breeding population consisted of 195 breeding pairs. Cumulative distribution of hatching dates for four breeding season (2005-2008; n=356; figure 1), shows that hatching occurs, mostly, on the first decade of may. Among the breeding pairs 48% were located above private houses and highest density (nearly 45 pairs x km²) has been registered in the central areas of the town (figure 2). Distribution map shows that the number of nests increased from 2005 to 2008

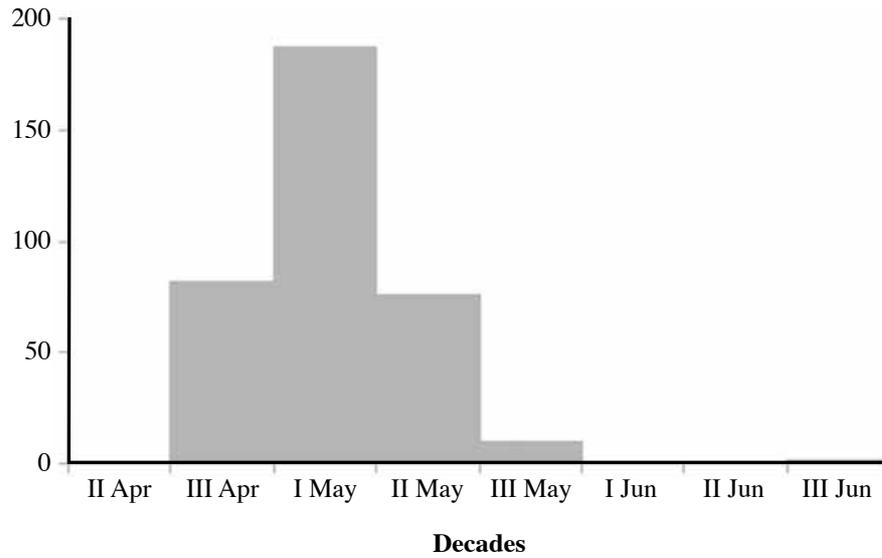


Fig. 1. Cumulative distribution of hatching dates ($n=356$) of Yellow-legged gull during four breeding season (2005-2008) in the city of Livorno.

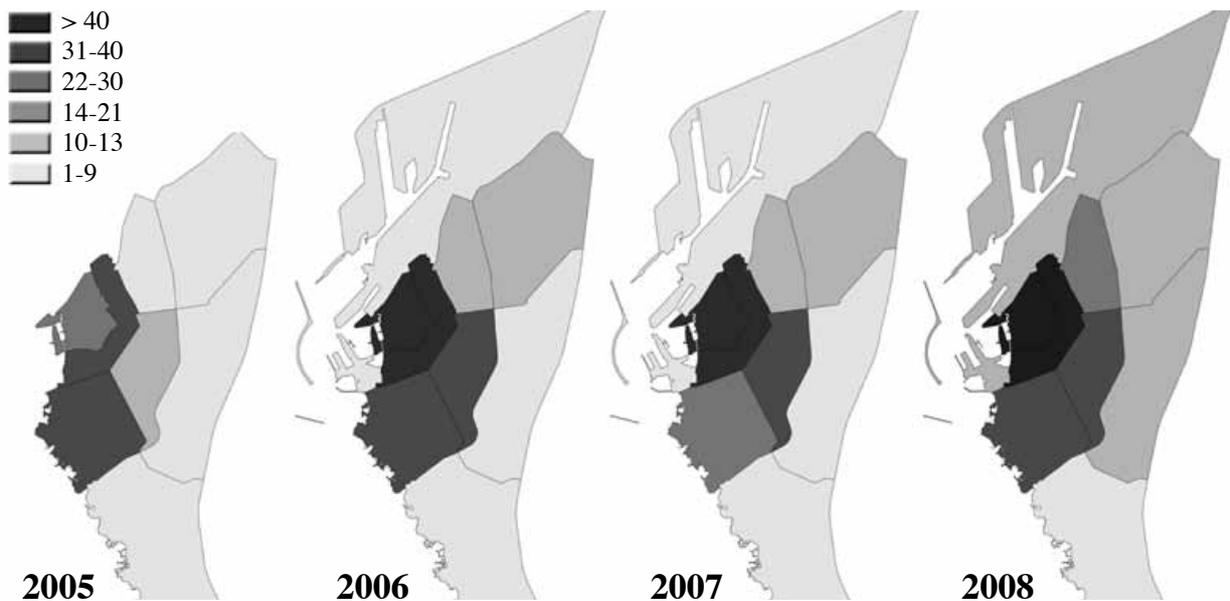


Fig. 2. Distribution of Yellow-legged gull nesting in the city of Livorno from 2005 to 2008. Different colors correspond to different classes of abundance.

from the central toward the peripheral areas of the city. Yellow-legged gull typically nests in colonies but in the urban area of Livorno a roof of a building is usually occupied by single pair. Only two sites host small colonies (6 and 11 pairs respectively). Coloniality becomes more evident when adults from neighbour nests fly together to defend their broods from potential dangers. About aggressiveness, most pairs (53%) showed an intermediate level of aggressiveness (number 3 on a five-point scale) and

no pairs scored 5. Our aim is to continue to investigate the ecology of gulls in the urban environment in order to understand the factors that drive new recruits to nest in Livorno and to find the right way to reduce the expansion and manage, as better as possible, conflicts with humans.

Ringraziamenti. We would like to thank Dr. Alvaro Freschi, Provincia di Livorno, “Dipartimento Programmazione Economica Unità di Servizio: Sviluppo Rurale U.O. Caccia, Viticoltura, Regolamenti comunitari, Statistica e contratti Agrari, UMA”.

Riassunto

Gabbiani in città: biologia riproduttiva e distribuzione nella città di Livorno

La consistenza delle popolazioni di gabbiano reale nidificanti nelle città toscane è aumentata considerevolmente e l'utilizzo dei tetti per la nidificazione è sempre più fonte di problemi (sporco, rumore e comportamenti aggressivi durante la stagione riproduttiva). La popolazione nidificante nella città di Livorno (43 ° 33'6 "N, 10 ° 18'2" E) è stata monitorata fin dal 2000 attraverso il censimento delle coppie nidificanti. Dal 2005 la localizzazione dei siti riproduttivi è stata archiviata in un database di informazioni georeferenziate mediante software GIS, inoltre al monitoraggio è stata affiancata una raccolta dati sulla biologia riproduttiva. Nel 2008 la Provincia di Livorno ha commissionato al Centro Ornitologico Toscano un'indagine conoscitiva sulla specie nelle aree urbane coinvolte e sulle problematiche ad essa associate. In questa breve nota riportiamo una sintesi dei risultati ottenuti negli ultimi quattro anni con particolare riferimento alla distribuzione delle coppie nidificanti nella città di Livorno.

REFERENCES

- Arcamone E., Leone L., 2001. Il Gabbiano reale mediterraneo *Larus cachinnans* nidificante nella città di Livorno. *Avocetta* 25: 143.
- Arcamone E. e Franceschi A., 2006. Monitoraggio della nidificazione del Gabbiano reale (*Larus michahellis*) nella città di Livorno. *Alula* XIII (1-2): 151-156.
- Blokpoel, H. & Spaans, A.L. (1991). Superabundance in gulls, causes, problems and solutions. *Acta XX congressus internationalis ornithologici*. New Zealand Ornithological Congress Trust Board.
- Brichetti P. e Fracasso G. 2006. *Ornitologia Italiana*. Vol. 3, Stercorariidae-Caprimulgidae. Alberto Perdisa Editore, Bologna.
- Franceschi A. 2007. Consistenza e distribuzione del Gabbiano reale (*Larus michahellis*) lungo la costa Toscana. *Atti XIV Convegno di Ornitologia*, Trieste, 26-30 settembre 2007.
- Franceschi A., 2009. Monitoraggio del Gabbiano reale (*Larus michahellis*) nidificante nella Provincia di Livorno e in alcune aree costiere della Toscana: indagini preliminari. *Relazione tecnica non pubblicata*.
- Furness R.W., 1984. Influences of adult age and experience, nest location, clutch size and laying sequence on the breeding success of the Great skua *Catharacta skua*. *J.Zool., Lond.* 202: 565-576.
- Rock P., 2005. Urban gulls: problems and solutions. *British Birds* 98: 338-354.

NUOVE COLONIE DI CORMORANO *Phalacrocorax carbo* IN LOMBARDIA: DINAMICA DI INSEDIAMENTO E INTERAZIONI CON L'ITTIOFAUNA

ALESSANDRA GAGLIARDI⁽¹⁾, SILVIA GANDOLLA⁽¹⁾, ROBERTO LARDELLI⁽²⁾ & GUIDO TOSI⁽¹⁾

⁽¹⁾ Università degli studi dell'Insubria, Dipartimento Ambiente-Salute-Sicurezza
Via J.H. Dunant, 3 – Varese (alessandra.gagliardi@uninsubria.it)

⁽²⁾ FICEDULA – Via Campo Sportivo, 11 – 6834 Morbio Inferiore (CH)

A partire dagli anni '60 le popolazioni europee di Cormorano *Phalacrocorax carbo* hanno mostrato un forte incremento, associato all'espansione delle aree di presenza, che ha determinato il ritorno della specie in aree da tempo abbandonate e la colonizzazione di aree precedentemente mai occupate. Attualmente, la consistenza della sola sottospecie continentale *P. c. sinensis* è stimata in circa 300.000 coppie. Il cormorano è un predatore ittiofago generalista, in grado di sfruttare le risorse trofiche in situazioni ambientali estremamente diversificate. Dove il ritorno della specie è stato caratterizzato da un incremento esponenziale del numero degli individui, sono inevitabilmente cresciuti i conflitti con i diversi portatori di interesse e, conseguentemente, si è concretizzata la necessità di definire adeguate strategie di gestione di questa specie da parte dei soggetti deputati alla conservazione del patrimonio faunistico e ambientale (Carss, 2002).

La specie in Italia è parzialmente sedentaria, nidificante sulle coste della Sardegna da metà anni '60 e, più recentemente, sulla penisola. Durante lo svernamento risulta presente su tutta la rete idrografica interna, con una popolazione complessivamente stimata, nell'inverno 2000/2001, in circa 60.000 individui. La Lombardia ospita una considerevole frazione della popolazione svernante, con circa 7.800 unità conteggiate nell'inverno 2008, concentrate, in particolare, nei grandi laghi prealpini. Fino al 2007 erano note in Lombardia due colonie nidificanti, rispettivamente a sud del Lago di Varese, all'interno della Palude Brabbia (VA), e nel comune di Bereguardo (PV), con circa 500 nidi complessivamente presenti (Vigorita e Cucè, 2008). A partire dal 2008, dopo alcuni anni di estivazione da parte di una frazione della popolazione, la specie ha iniziato a nidificare sul Lago Ceresio, in località S. Margherita (CO), in territorio italiano, a pochi metri dal confine con la Svizzera; Nel 2009 alcune coppie hanno nidificato per la prima volta anche sulla sponda occidentale del Lago di Como.

La colonia di S. Margherita è stata monitorata mediante conteggi serali mensili del numero di individui e conteggio diurno dei nidi occupati nelle stagioni primaverili 2008 e 2009. Le interazioni con l'ittiofauna sono state indagate mediante analisi dei *pellets* raccolti periodicamente in corrispondenza del posatoio. Lo studio della dieta ha permesso di determinare le specie e il numero di pesci consumati dai singoli indi-

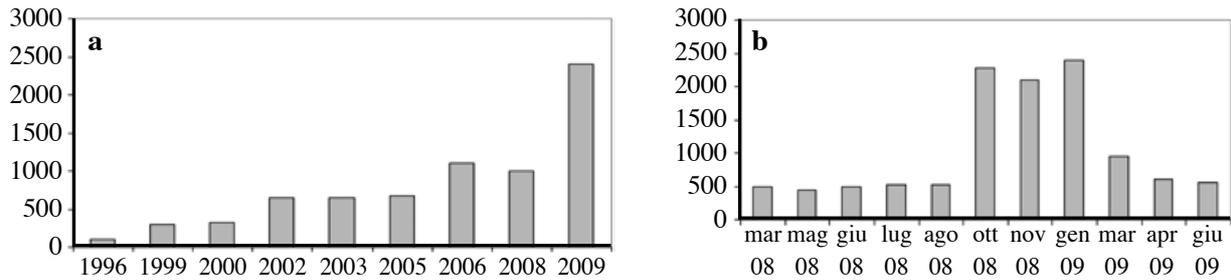


Fig. 1. (a) Numero di individui presenti nel mese di gennaio, dal 1996 al 2009; (b) Andamento delle presenze in corrispondenza del roost durante l'anno.

Categorie tassonomiche		%
Ciprinidi indeterminati	Cyprinidae	7,8
Gardon	<i>Rutilus rutilus</i>	91,1
Scardola	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	0,1
Cavedano	<i>Leuciscus cephalus cabeda</i>	0,1
Pesce persico	<i>Perca fluviatilis</i>	0,6
Lucioperca	<i>Sander lucioperca</i>	0,2
Perciformi indeterminati	<i>Perciformes</i>	0,1

Tab. 1. Categorie tassonomiche e percentuale sul totale dei pesci determinati.

vidui. Ai fini dello studio è stato allestito un atlante osteologico degli elementi diagnostici relativo all'ittiofauna presente nel bacino del Ceresio.

Dinamica delle presenze. Il posatoio di S. Margherita, costituito da un tratto di costa di circa 300 m sulla sponda meridionale del ramo comasco del Ceresio, compreso tra la linea di confine tra la provincia di Como e la Svizzera e la frazione di S. Margherita, è occupato da circa 13 anni (primi 100 individui nel novembre 1996). In particolare, i cormorani hanno iniziato a utilizzare come posatoio per la sosta notturna le piante (frassini, tigli e robinie) che si affacciano sulle acque del lago. Inizialmente la frequentazione risultava limitata al periodo invernale (ottobre-febbraio), da parte di un numero di individui che è cresciuto negli anni progressivamente (Fig. 1a). A partire dal 2007 una frazione di circa 250 individui ha iniziato a trattenersi sul territorio anche al di fuori del periodo di svernamento, fino ad un massimo di oltre 500 individui estivanti nell'estate 2008, in cui è stata registrata anche la nidificazione delle prime coppie (17 nidi). Se si analizza la dinamica di insediamento di nuove colonie in ambito prealpino, si nota una crescita esponenziale delle coppie nel corso dei primi anni dall'inizio della nidificazione. In Palude Brabbia il cormorano, dopo alcuni anni di estivazione da parte di circa 50 individui, ha iniziato a nidificare regolarmente dal 2004, con 4 coppie che si sono riprodotte portando all'involo 7 pulcini; nella primavera successiva le coppie nidificanti erano già aumentate a 43, 80 nel 2006, 97 nel 2007, 130 nel 2008 e 150 nel 2009 (Gagliardi et al., 2007). Analogo è il caso

della colonia delle Bolle di Magadino, dove il Cormorano ha iniziato a nidificare nel 2005 con 3 nidi e ne conta attualmente una settantina (3; 25; 62; 81; 68) (Banca-Dati TI, 2008). In ambiente planiziale, la dinamica di insediamento della colonia della Zelata (Bereguardo, PV) ha mostrato un simile andamento: da 50 coppie nidificanti nel 2005 (il 2005 è il primo anno in cui la nidificazione è stata accertata, ma è probabile che la specie abbia iniziato a nidificare negli anni immediatamente precedenti con alcune coppie), la colonia è risultata costituita da 350 coppie nel 2006 e da 400 nel 2007 e 2008 (Vigorita e Cucè, 2008). I risultati dei conteggi serali al roost di S.Margherita mostrano come il numero di individui presenti si mantenga intorno alle 500-600 unità nel periodo primaverile ed estivo; in autunno, al contingente sedentario estivante e nidificante si aggiunge una considerevole frazione di individui svernanti, facendo salire a circa 2200-2400 il numero di cormorani che frequentano il posatoio (Fig. 1 b). In tabella 1 sono presentati i risultati preliminari dello studio della dieta, effettuato mediante l'analisi del contenuto di 221 *pellets*, raccolti con frequenza mensile da marzo a dicembre 2008. Sono stati identificati complessivamente 3437 pesci; ogni *pellet* è risultato contenere un numero molto variabile di pesci (media= 15.6, st.dev.= 24.9).

Summary

New breeding colonies of Cormorant in Lombardy: dynamics and interactions with fish prey

Since the 1960-ties, a marked increase in population size of cormorants throughout Europe has coincided with expansion of the distribution range, resulting in re-colonisation of many areas where, in the past, the species had gone extinct. Moreover, in the past decades new (breeding) areas have been occupied. In Lombardy, until 2007, only two colonies existed: one in the Palude Brabbia near Varese Lake (VA) and one in the commune of Bereguardo (PV), for a total of about 500 breeding pairs. From 2008 onwards, following several years of presence not only in winter but also during, the species started breeding on Lake Ceresio, at locality S. Margherita (CO, Italy) near the Swiss border. We have monitored this population by monthly evening counts (birds present on the roost) and, during the breeding season, day-counts of occupied nests, estimating reproductive rate. Moreover, we used pellet counts, quantifying and identifying fish remains in each single pellet, to study prey choice. For correct identification of fish-prey remains we produced an atlas of diagnostic fish elements commonly found in cormorant pellets and present in Lake Ceresio.

BIBLIOGRAFIA

- Carss D. N. (eds.), 2002. REDCAFE. Reducing the conflict between Cormorants and fisheries on a pan-European scale. Final Report.
- Gagliardi A., Guenzani W., Preatoni D. G., Saporetto F., Tosi G., 2007. Atlante ornitologico georeferenziato della provincia di Varese. Uccelli nidificanti 2003-2005.
- Vigorita V., Cucè L. (eds.), 2008. La fauna selvatica in Lombardia. Rapporto 2008 su distribuzione, abbondanza e stato di conservazione di uccelli e mammiferi.

**MONITORAGGIO DI GABBIANO REALE *Larus michahellis*
E CORNACCHIA GRIGIA *Corvus corone cornix* IN UN'AREA
ANTROPIZZATA DELL'AGRO PONTINO (LT)**

ALDO MARTINA

ECO.GEO Ass. Cult. – Via Sass Maor, 10 – 38054 Transacqua (TN)
(aldomartina@eco-geo.org)

In una discarica di rifiuti solidi urbani localizzata nella provincia di Latina (Borgo Montello, ente gestore Ind.Eco S.r.l.) sono state monitorate dal 2005 al 2008 le popolazioni di Gabbiano reale *Larus michahellis* e Cornacchia grigia *Corvus corone cornix* frequentatrici il bacino di conferimento. Nel triennio 2005-07 sono state indagate le variazioni stagionali di consistenza delle due specie mentre nel triennio 2006-08 sono stati approfonditi i ritmi orari di frequentazione del bacino.

La discarica è localizzata in un contesto agricolo della Pianura Pontina, a ovest della città di Latina; la distanza dalla costa laziale è di 6 km, 61 km dalle colonie di gabbiano reale dell'Arcipelago Pontino. Nel periodo di studio (I/2005-XII/2008) sono state effettuate 96 sessioni di monitoraggio distribuite con frequenza bisettimanale. Ogni sessione era programmata sempre nello stesso arco orario (10-15) e veniva svolta mediante osservazioni suddivise in unità di campionamento (u.c.) distanziate di 20 minuti. È stato scelto un arco orario centrale della giornata per evitare che gli uccelli fossero impegnati nei movimenti da e per i dormitori notturni. I risultati presentati si riferiscono ad un campione complessivo di 1440 u.c. Per le cornacchie si procedeva alla conta diretta, nel caso dei gabbiani invece i conteggi venivano effettuati a posteriori su sequenze fotografiche digitali, una per ciascuna unità campione, per un totale di 5886 fotogrammi analizzati nel solo triennio '05-'07.

2005-2007: consistenze stagionali. Il gabbiano reale ha evidenziato una variazione stagionale delle consistenze statisticamente significativa (*test di Kruskal-Wallis*: $\chi^2=8,4$; g.l.=3; $P<0,05$): le maggiori concentrazioni sono state registrate nei mesi invernali (mediana triennio 1380 ind.) mentre le più basse in quelli primaverili (mediana triennio 761 ind.); l'inverno e l'estate sono le stagioni con, rispettivamente, la maggiore e minore variabilità nel numero di individui presenti. Nel caso della cornacchia grigia non è emersa una significativa differenziazione stagionale delle consistenze (*test di Kruskal-Wallis*: $\chi^2=6,67$; g.l.=3; $P=0,08$): le maggiori concentrazioni di individui si sono avute nei mesi estivi (mediana triennio 73 ind.) e le più basse in quelli autunnali (mediana triennio 30 ind.); l'autunno è risultata la stagione con la maggiore variabilità di individui presenti e l'inverno quella con la minore. Per un confronto fra le mediane stagionali è stato utilizzato il *test U di Mann-Whitney*: nel gabbiano reale il raffronto ha evidenziato delle differenze significative tra inverno e primave-

ra, tra inverno ed estate, tra primavera ed autunno e tra estate e autunno. Nella cornacchia grigia il confronto ha indicato delle differenze significative solamente tra inverno ed estate e tra estate ed autunno.

2006-2008: ritmi orari. Utilizzando la frequenza con cui le due specie risultavano presenti nelle singole u.c. all'interno del bacino di conferimento, è stato possibile delineare le preferenze orarie per l'utilizzo trofico dei rifiuti. La frequenza delle presenze nel caso del gabbiano reale è stata superiore al 70% in 14 delle 15 u.c.; pur delineando una leggera preferenza per la fascia oraria delle 12, il test del χ^2 non ha tuttavia evidenziato nessuna differenza significativa tra le unità di campionamento e, quindi, tra le fasce orarie ($\chi^2=5,6$; g.l.=14; $P=0,97$). Viceversa, nella cornacchia la specie è risultata presente con una frequenza superiore al 70% solo in 3 u.c., mettendo in risalto un picco intorno alle ore 13; la differenza di frequenza tra le u.c. è risultata in questo caso significativa ($\chi^2=64,5$; g.l.=14; $P<0,01$).

Per poter disporre a livello stagionale di una quantità di dati raccolti bilanciata, l'elaborazione è stata svolta su base canonica trimestrale e non utilizzando le stagioni ornitologiche così come espresse da Lambertini (1987). Per la forte variabilità giornaliera e mensile del numero di uccelli che visitano il bacino, dovuta alla dinamicità dei lavori di smaltimento e ad una mutevole disponibilità dei rifiuti, si è preferito cumulare i dati triennali al fine di rendere i risultati più omogenei. In base ai risultati emersi la concentrazione delle due specie nel bacino di conferimento dei rifiuti mostra un andamento stagionale inverso. Il maggior numero di gabbiani si concentra maggiormente nei mesi invernali, successivamente il numero di individui si riduce nei mesi primaverili-estivi per tornare ad aumentare in autunno. Questo andamento sembra riflettere quanto è noto sulla fenologia della specie, il minimo primaverile in discarica sembra infatti coincidere con il periodo di deposizione nelle colonie marine cui è interessata la compagine adulta mentre il progressivo aumento in estate e autunno sarebbe imputabile ai movimenti verso l'entroterra e alla ripresa del pendolarismo alimentare delle coppie riproduttrici, con l'aggiunta dei nuovi nati. La massima affluenza invernale è in accordo con quanto riportato da Mocchi Demartis & Melis (1985) per due discariche del Sulcis mentre non coincide con quanto riferito per lo stesso bacino pontino da Di Lieto (1999). Al contrario del gabbiano reale la popolazione di cornacchie frequentatrici la discarica non è soggetta ad altrettanto evidenti fluttuazioni stagionali, ciò fa supporre un uso comune e tendenzialmente costante nell'arco dell'anno della risorsa rifiuti da parte sia della compagine costituita dalle coppie territoriali sia di quella gregaria rappresentata dai giovani e dagli adulti non territoriali. La consistenza maggiore registrata nei mesi estivi è probabilmente dovuta alla presenza dei nuovi nati che seguono le attività dei genitori dai quali ancora dipendono, mentre il minimo autunnale alla loro dispersione (Rolando 1995). La frequenza con cui le due specie sono state registrate nelle u.c. indicano chiaramente un diverso approccio nell'utilizzo dei rifiuti. I gabbiani una volta arrivati in loco dai dormitori stazionano all'interno del bacino quasi costantemente nell'arco

orario considerato, alternando l'attività trofica ad attività di riposo o di relazione. Le cornacchie concentrano la loro presenza nel periodo coincidente per lo più con l'interruzione dei lavori nel cantiere per la pausa pranzo (13-14,30), rivelando l'avversione per la presenza dei mezzi in movimento e degli uomini verso cui i gabbiani sembrano invece generalmente indifferenti. La simultanea frequentazione durante le soste dei lavori indicano una reciproca tolleranza tra le due specie, potenzialmente competitive, indubbiamente favorita dall'enorme disponibilità di risorsa trofica.

Ringraziamenti. Paola Brambilla per la rilettura e i consigli sulla elaborazione.

Summary

Monitoring of Yellow-tagged Gull *Larus michahellis* and Hooded Crow *Corvus corone cornix* in an anthropic area of Agro Pontino (LT)

The populations of Yellow-tagged Gull and Hooded Crow frequenter of a dump of urban refusals has been monitorate from 2005 to 2008. Particularly the seasonal variations of consistence and the hourly rhythms of presence are been investigated. For the gull, significant difference between the seasonal consistences has underlined; the most greater concentrations of individuals have been recorded in the winter months. In the case of the crow a statistically significant difference of the seasonal consistences has not emerged; the most greater concentration of individuals is been in the summer months. The gull has frequented the dump without remarkable time variations while the crow has underlined a significant concentration of the presences in the timeframe of 1 pm.

BIBLIOGRAFIA

- Di Lieto G., 1999. Dispersione post-natale del gabbiano reale mediterraneo (*Larus cachinnans michahellis*) nidificante nell'arcipelago pontino. Tesi Univ. degli Studi di Roma "La Sapienza".
- Lambertini M., 1987. L'avifauna del Lago di Montepulciano (SI). Ciclo annuale delle comunità. Avocetta, 11: 17-35.
- Mocci Demartis A. & Melis A., 1985. Uso delle discariche di rifiuti solidi urbani da parte del Gabbiano reale *Larus cachinnans*. Avocetta 9: 109-115.
- Rolando A., 1995. I Corvidi italiani. Edagricole, Bologna.

LO STORNO *Sturnus vulgaris* A LATINA: RISULTATI DELL'ALLONTANAMENTO INCRUENTO DELLA SPECIE DAL CENTRO URBANO NEL PERIODO 1995-2009

GIOVANNI MASTROBUONI & GASTONE GAIBA

Delegazione Provinciale LIPU di Latina – Corso Matteotti, 169 – 04100 Latina (info@lipulatina.it)

Lo Storno, *Sturnus vulgaris* è una specie fortemente gregaria sia durante la ricerca di fonti trofiche che nell'ambito di raduni serali presso i dormitori. Risulta in continua espansione sia numerica che territoriale (Feare, 1984); nell'ultimo decennio il suo areale di distribuzione si è spostato gradualmente verso sud: in Europa si assiste ad un netto decremento delle popolazioni nei Paesi del nord a differenza di quanto registrato nei Paesi mediterranei (Spagna, Francia, Italia) dove si evidenzia un cospicuo aumento numerico (Brichetti e Gariboldi, 2002). In Italia, la specie è migratrice regolare e svernante, nidificante e sedentaria (Boano et al., 1995). È complicato quantificare il numero totale di storni che transita lungo la Penisola; a titolo orientativo si può considerare un ordine di grandezza di alcune decine di milioni di individui (Brichetti e Gariboldi, 2002).

Uno dei fattori che ha contribuito a determinare il successo della specie è stato l'utilizzo delle aree verdi delle città come "dormitori" notturni. In Italia i primi casi si sono verificati già dagli anni '50 a Roma; oggi numerose città ospitano popolazioni numerose (Dinetti e Gallo-Orsi, 1998). In Italia e nel Lazio, Roma risulta essere la città nella quale più elevata è la presenza di storni svernanti (Cignini, 1998).

Nell'autunno del 1995 è stata rilevata per la prima volta la presenza della specie a Latina. In seguito ai forti disagi lamentati dai residenti, a partire dallo stesso anno l'Assessorato all'Ambiente del Comune di Latina ha incaricato la locale sezione LIPU di redigere e realizzare un piano di intervento finalizzato all'allontanamento incruento degli storni dal centro urbano. La LIPU di Latina ha sviluppato un programma basato sull'impiego di varie metodologie:

- a) diffusione della registrazione del "grido d'angoscia" specie/specifico e di sequenze di 8 combinazioni sonore tramite centraline digitali (modello Eurovocal 12V con doppio tweeter ed EPROM per storni) e megafoni; queste sono portate da operatori (minimo 4, massimo 7) che stazionano sul piano stradale e, dal 2005, sui tetti degli edifici più alti nelle aree con i dormitori più consistenti;
- b) potatura e riconfigurazione selettiva delle chiome degli alberi utilizzati come siti di sosta notturna sviluppata nel rispetto della loro naturale conformazione;
- c) campagne di sensibilizzazione rivolte ai cittadini;
- d) monitoraggi condotti in tutte le fasi dell'intervento;
- e) pulizia straordinaria delle strade e dei marciapiedi in concomitanza con le operazioni di allontanamento.

A sostegno delle suddette metodologie, nel 2005 sono state installate cassette nido per rapaci diurni e notturni. Il piano di intervento prevede il censimento annuale di tutti i dormitori presenti nel centro urbano; per ognuno sono stati raccolti dati su: localizzazione, caratteristiche, specie arboree utilizzate e periodo di presenza. La diffusione sonora (utilizzata per la prima volta in Italia nel 1991 a Roma e dal 1995 anche dalla LIPU a Latina) è stata impiegata durante il raduno serale degli storni (per circa 1 ora e 30 minuti prima del tramonto), concentrando le operazioni soprattutto nelle fasi di avvicinamento degli uccelli alle chiome degli alberi. La stessa è stata condotta a settimane alterne e per una durata massima di 5-6 giorni a settimana. Il periodo di attività ha coperto l'arco temporale compreso fra ottobre e febbraio, con differenze nei vari anni di intervento in funzione della fenologia della specie nell'area.

La consistenza numerica della popolazione svernante di storni è stata stimata in circa 5-600.000 individui. La presenza della specie, che negli anni Novanta si limitava al periodo compreso fra settembre e dicembre, ha progressivamente interessato un arco temporale più ampio che va da giugno/luglio a febbraio/marzo.

Il piano di intervento è stato realizzato in autunno e inverno dal 1995 al 2009, con le sole interruzioni del 2000 e del 2006.

Le operazioni di monitoraggio hanno evidenziato la presenza di un numero massimo di sette dormitori utilizzati stabilmente ogni anno, cui si aggiungono circa 4 dormitori frequentati saltuariamente; tutti sono ubicati nel centro storico, all'interno della circoscrizione. Gli storni sostano su latifoglie (*Quercus ilex*, *Ulmus* spp., *Platanus* spp., *Tilia* spp., *Populus* spp., *Eucalyptus* spp.), conifere (*Pinus pinea*, *Cedrus* spp.) e monocotiledoni del Genere *Phoenix*. Le piante utilizzate sono in totale 322: 155 latifoglie (48%), 141 conifere (44%) e 26 *Phoenix* spp. (8%). Le caducifoglie vengono utilizzate maggiormente nel periodo di presenza delle foglie; quando queste cadono, gli storni si spostano su sempreverdi dello stesso dormitorio o attigui. Solo nel 2005 la gran parte della popolazione svernante ha colonizzato un'area verde (Fosso Gorgolicino) ubicata nelle immediate vicinanze della periferia della città.

Le operazioni condotte con il "grido d'angoscia" si confermano particolarmente efficaci e risolutive. Evidenti contrazioni numeriche di individui nei siti interessati dall'intervento si sono registrate, mediamente, a partire dalla seconda settimana di lavoro. In media, in almeno cinque dei sette dormitori le operazioni hanno consentito un totale allontanamento degli storni entro le prime quattro settimane di intervento, per un totale di circa venti giorni effettivi di lavoro. Una delle aree più critiche è stata p.le Prampolini - Stadio comunale, dove le operazioni di allontanamento definitivo hanno sempre richiesto l'intero periodo previsto dal progetto; ciò si ritiene sia dovuto alla struttura del dormitorio, al numero ed alle specie di alberi presenti ed al forte rumore del traffico veicolare che determina, in quest'area più che in altre, una minore percezione delle emissioni sonore da parte degli storni.

L'impiego delle centraline elettroniche a partire dal 2005 ed il concomitante utilizzo dei tetti dei palazzi, hanno determinato un aumento esponenziale dell'efficacia dell'intervento; si è impiegata una gamma più ampia di segnali sonori avvertiti dai

gruppi di storni quando sono ancora alti in volo, riducendo al contempo il disturbo provocato dal traffico veicolare; quest'ultimo, particolarmente intenso in alcuni siti, rendeva difatti difficoltose le operazioni condotte dal piano stradale tramite megafoni.

Le potature, quando condotte in contemporanea con le operazioni di allontanamento, hanno contribuito a rendere ancora più efficace l'intervento riducendo le superfici di appoggio per la sosta notturna. Essendo un intervento a supporto del progetto, sono state effettuate ogni anno selezionando quelle aree dove minore era il numero di operatori impiegati.

Nell'ottica della continuità e dell'efficacia delle operazioni su lunghi periodi, il piano oggetto del presente lavoro, con le stesse metodiche, verrà attuato anche nell'autunno/inverno 2009-2010, in collaborazione con l'Assessorato alla Tutela e Valorizzazione dell'Ambiente del Comune di Latina.

Ringraziamenti. Il personale della sezione LIPU di Latina e l'Assessorato all'Ambiente del Comune di Latina (Assessore, dirigente del Servizio Ambiente e personale dipendente).

Summary

The Starling in Latina. Results of not cruel removal from city centre in 1995-2009

The authors describe a non lethal method to remove the wintering population of Starling (*Sturnus vulgaris*) from the city centre of Latina, it is carried out by the local LIPU Section in collaboration with A.A.C.L. The method used is a recording of the starlings' distress call, to scare the flocks away and it has always given a positive result.

BIBLIOGRAFIA

- Boano A., Brunelli M., Bulgarini F., Montemaggiori A., Sarrocco S., Visentin M. (eds), 1995. Atlante degli uccelli nidificanti nel Lazio. Alula 2 (1-2).
- Bricchetti P. e Gariboldi A. L., 2002. Manuale pratico di ornitologia, vol. 3. Edagricole, 330 pp.
- Cignini B., 1998. Lo Storno (*Sturnus vulgaris*) a Roma: stato delle conoscenze e pratiche di gestione della popolazione svernante. In: Bologna M. A., Carpaneto G. M., Cignini B. (eds). Atti I° Convegno Nazionale sulla Fauna Urbana, Roma, 12 aprile 1997, Fratelli Palombi Editore: 51-56.
- De Vico Fallani M., Montemaggiori A. e Bencivegni P. 1996. Il leccio a Roma e l'infestazione degli storni: il caso delle Terme di Diocleziano. Acer 5:22-29
- Dinetti M. e Gallo-Orsi U., 1998. Colombi e storni in città: manuale pratico di gestione. Il Verde Editoriale, Milano.
- Feare C., 1984. The Starling. Oxford University Press, Oxford, 315 pp.

SELEZIONE DEL SITO DI NIDIFICAZIONE DA PARTE DI *Corvus corone cornix* E *Pica pica* IN PROVINCIA DI COSENZA

SALVATORE URSO^(1,2), FRANCESCA CRISPINO⁽¹⁾, GIACOMO GERVASIO⁽¹⁾
& GIANPALMO VENUTO⁽²⁾

⁽¹⁾ GREENWOOD soc. coop. – Via Pozzillo, 21 – 87045 Dipignano (CS) (info@scgreenwood.it)

⁽²⁾ Univ. della Calabria, Dip. Ecologia – Via P. Bucci, Cubo 4/B – 87036 Rende (CS)

La scelta del sito riproduttivo da parte degli uccelli è spesso condizionata da fattori topografici e climatici; nei corvidi tale selezione è molto varia ed è influenzata anche da strategie antipredatorie (Goodwin, 1976).

Corvus corone cornix e *Pica pica* sono ampiamente diffuse in Italia e colonizzano una grande varietà di ambienti, incluso quello urbano (Bricchetti e Gariboldi, 1997). Entrambe le specie costruiscono il proprio nido su alberi dominanti ma, in condizioni particolari, non disdegnano supporti artificiali quali tralicci metallici o tetti di abitazioni (Pazzuconi, 1997).

Per l'Italia i risultati delle ricerche sull'argomento, condotte prevalentemente nelle regioni del centro nord, risultano frammentari e riferibili a ristretti ambiti territoriali (Fasola, 1983; Gustin, 1999; Politi et al., 2001; Ferlini, 2007).

Il presente lavoro scaturisce dal censimento delle due specie di corvidi effettuato dal 2006 al 2009 nell'intero territorio della provincia di Cosenza su commissione del Servizio Caccia, Pesca, Programmazione e Gestione Faunistica della stessa Amministrazione Provinciale.

La provincia di Cosenza comprende 155 Comuni e copre una superficie di territorio pari a 6.650 km² contraddistinti da notevole eterogeneità ambientale. La porzione nord, in prossimità del confine della Calabria con la regione Basilicata, è rappresentata dalle pendici meridionali del Massiccio del Pollino fino alle pianure di Castrovillari e di Sibari caratterizzate da varie colture permanenti (frutteti misti, oliveti e vigneti). Ad ovest, la Catena Costiera è ricoperta, pressoché interamente, da boschi decidui di castagno e quercia che degradano, verso est, nella valle del fiume Crati dove invece prevalgono i seminativi. La porzione centro orientale dell'area di studio è caratterizzata dal Massiccio Silano noto per gli imponenti boschi di conifere alternati, sull'altopiano, a estese colture agricole.

Il censimento dei nidi è stato eseguito durante tre stagioni invernali lungo transetti lineari allocati nelle differenti tipologie ambientali proporzionalmente alla loro rappresentatività nell'area di studio, previa specifica analisi ambientale, utilizzando le estensioni *Patch analyst* e *Spatial analyst* di ArcView 3.2 della ESRI.

Complessivamente sono stati percorsi 615,6 km su strada asfaltata.

L'attribuzione del nido ad una o all'altra specie è stata eseguita sulla base delle caratteristiche morfologiche dello stesso.

Cornacchia grigia			Gazza		
Essenza arborea	n. nidi	%	Essenza arborea	n. nidi	%
<i>Populus sp.</i>	109	31,8	<i>Robinia pseudoacacia</i>	79	37,3
<i>Quercus sp.</i>	109	31,8	<i>Populus sp.</i>	50	23,6
<i>Alnus sp.</i>	73	21,3	<i>Quercus sp.</i>	33	15,6
<i>Castanea sativa</i>	22	6,4	<i>Pyrus sp.</i>	14	6,6
<i>Robinia pseudoacacia</i>	9	2,6	<i>Salix sp.</i>	12	5,7
Indeterminata	8	2,3	<i>Escluse hippocastanum</i>	3	1,4
<i>Acer sp.</i>	3	0,9	<i>Alnus sp.</i>	3	1,4
<i>Pinus sp.</i>	3	0,9	<i>Pinus sp.</i>	3	1,4
<i>Salix sp.</i>	2	0,6	<i>Castanea sativa</i>	2	0,9
<i>Eucalyptus sp.</i>	1	0,3	<i>Junglans regia</i>	2	0,9
<i>Junglans regia</i>	1	0,3	Indeterminata	2	0,9
<i>Fagus sylvatica</i>	1	0,3	<i>Cedrus sp.</i>	1	0,5
			<i>Malus sp.</i>	1	0,5

Fig. 1. Essenze arboree selezionate dalle due specie di corvidi e relativo numero di nidi.

Per ogni nido è stata rilevata l'essenza arborea su cui risultava ubicato.

Durante le tre stagioni di rilevamento sono stati censiti in totale 343 nidi di Cornacchia grigia e 212 nidi di Gazza.

Corvus c. cornix (Fig. 1a) mostra una netta preferenza per gli alberi di quercia *Quercus sp.* e di pioppo *Populus sp.* entrambi con il 31,8% dei casi; seguono *Alnus sp.* (21,3%), *Castanea sativa* (6,4%) e *Robinia pseudoacacia* (2,6%).

Pica pica, invece (Fig. 1b), seleziona per lo più le piante di robinia *Robinia pseudoacacia* con il 37,3% dei casi; ad essa seguono *Populus sp.* (23,6%), *Quercus sp.* (15,6%), *Pyrus sp.* (6,6%), *Salix sp.* (5,7%).

L'utilizzo di tralicci è stato occasionalmente riscontrato per entrambe le specie (Cornacchia grigia 1,5%, Gazza 3,3%).

I risultati ottenuti dal presente studio sono in accordo con quanto verificato in esperienze analoghe relativamente ad altri ambiti territoriali nazionali (Gustin, 1999; Politi et al., 2001; Ferlini, 2007). Buona parte dei nidi di Cornacchia grigia sono ubicati sui pioppi della media valle del Fiume Crati e sui filari di ontano lungo i torrenti dell'altopiano silano dove le aree coltivate sono molto estese e la densità della specie risulta più alta (Urso et al., 2007). La gazza sceglie prevalentemente le piante di robinia presenti, più o meno uniformemente, nell'intera area di studio in piccole formazioni boschive o, come singole piante ornamentali, lungo i margini stradali e intorno ai centri abitati.

Il ricorso ai tralicci metallici da parte di entrambe le specie sembra più frequente nelle tipologie ambientali caratterizzate da frutteti dove mancano alberature più alte dominanti.

Summary

Nest-site selection in Hooded Crow *Corvus corone cornix* and Magpie *Pica pica* in the province of Cosenza

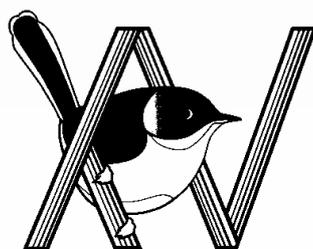
We studied the nest-site selection of *Corvus corone cornix* and *Pica pica* during three years of census on the whole province of Cosenza. *Corvus corone cornix* showed a preference for the trees of *Quercus sp.*, *Populus sp.* and *Alnus sp.*. *Pica pica* places the nests on the trees of *Robinia pseudoacacia*, *Populus sp.* and *Quercus sp.*. Our results are in accord with analogous studies conducted in other Italian regions.

BIBLIOGRAFIA

- Bricchetti P., Gariboldi A., 1997. Manuale pratico di ornitologia. Edagricole - Edizioni Agricole della Calderini s.r.l., Bologna.
- Fasola M., Bricchetti P., 1983. Mosaic distribution and breeding habitat of hooded crow *Corvus corone cornix* and the magpie *Pica pica* in Padania plain (Northern Italy). *Avocetta*, VII: 37-84.
- Ferlini F., 2007. Evoluzione delle popolazioni nidificanti di cornacchia grigia *Corvus corone cornix* e gazza *Pica pica* nella fascia pianeggiante dell'Oltrepò Pavese. *Avocetta* XXXI: 67-74.
- Goodwin D., 1976. Crows of the world. Ithaca, New York, Cornell University Press.
- Gustin M., 1999. Censimento invernale e distribuzione di cornacchia grigia *Corvus corone cornix* e gazza *Pica pica* nella bassa e media pianura reggiana. *Avocetta* XXIII: 37.
- Pazzucconi A., 1997. Uova e nidi degli uccelli d'Italia. Edagricole - Edizioni Agricole della Calderini s.r.l., Bologna.
- Politi P., Giacchini P., Petretti F., 2001. Selezione dell'habitat e interazione di gazza *Pica pica*, cornacchia grigia *Corvus cornix* e taccola *Corvus monedula* nel territorio del parco naturale del Monte Conero (AN). *Alula* VIII (1-2): 52-62.
- Urso S., Crispino F., Gervasio G., Venuto G., Aloise G., 2007. Densità di *Corvus corone cornix* e *Pica pica* in differenti tipologie ambientali del nord della Calabria. In riassunti dei contributi - XIV convegno italiano di ornitologia. Trieste 26-30 settembre 2007. Pp. 30.

Workshop
CAMBIAMENTI STORICI
DELL'ORNITOFAUNA ITALIANA

COMUNICAZIONI



ANALISI DEGLI ANDAMENTI DEMOGRAFICI DI 60 SPECIE DI UCCELLI NIDIFICANTI IN LOMBARDIA DAL 1992-2009

LUCIANO BANI⁽¹⁾, DARIO MASSIMINO⁽¹⁾, VALERIO ORIOLI⁽¹⁾, VITTORIO VIGORITA⁽²⁾,
LAURA CUCÈ⁽²⁾ & RENATO MASSA⁽¹⁾

*Dipartimento di Scienze dell'Ambiente e del Territorio, Università degli Studi di Milano-Bicocca
Piazza della Scienza, 1 – 20126 Milano (luciano.bani@unimib.it)*

⁽²⁾DG Agricoltura, Regione Lombardia – Via Pola, 12/14 – 20124 Milano

INTRODUZIONE

La crescente perdita, degradazione e frammentazione degli habitat naturali, principalmente dovute all'espansione delle aree urbanizzate e, soprattutto, all'intensificazione delle pratiche agricole, ha comportato un consistente calo delle popolazioni di molte specie di uccelli. La conoscenza degli andamenti demografici è un prerequisito essenziale per valutare il loro stato di conservazione.

La crescente preoccupazione derivante dall'evidente calo delle popolazioni di molte specie di uccelli ha indotto a compiere ricerche a scala nazionale (Vorisek & Marchant, 2003) o europea (EBCC, 2009) per quantificare le popolazioni e i loro andamenti nel tempo.

Tuttavia, i programmi di monitoraggio preposti a valutare le dinamiche demografiche delle specie sono solitamente molto onerosi dal punto di vista economico e umano. Infatti, per poter ottenere dati indicativi, devono essere sviluppati su ampie aree e per un tempo sufficientemente lungo in modo da evitare la stocasticità ambientale e demografica. Inoltre, l'accuratezza e la precisione dei dati possono essere garantite solo dall'impiego di rilevatori esperti. Per tali motivi, tutti i dati pregressi disponibili, raccolti anche al di fuori di predisposti programmi di monitoraggio, costituiscono potenzialmente una fonte di informazioni preziosa, poiché permettono di conoscere nell'immediato le dinamiche demografiche storiche o recenti.

In questa ricerca sono presentati gli andamenti demografici delle popolazioni ornitiche che derivano dall'applicazione di un metodo che consente l'integrazione di dati provenienti da progetti di censimento differenti, caratterizzati da un proprio piano di campionamento, ma accomunati dalla medesima tecnica di rilevamento (Massimino et al., 2008; Bani et al., 2009a).

AREA DI STUDIO

L'area di studio è rappresentata dall'intera regione Lombardia (circa 24.000 km²), in cui si possono identificare quattro grandi fasce: (1) le Alpi, che raggiungono i 4000 m di altitudine, sono caratterizzate soprattutto da estese foreste di conifere e ambienti d'alta quota; (2) le Prealpi in cui prevalgono invece le foreste di latifoglie, mentre quelle di conifere e gli ambienti d'alta quota sono meno rappresentati; (3) la Pianura

Padana, la più compromessa dalle attività umane con una predominanza di coltivazioni cerealicole intensive nelle aree centro-orientali ed aree urbane e risaie in quelle orientali; (4) l'Appennino Pavese, infine, caratterizzato da un mosaico di foreste (prevalentemente di latifoglie), agricoltura estensiva e vigneti.

MATERIALI E METODI

I dati per tutti i progetti sono stati rilevati con la medesima tecnica, basata su punti di ascolto a distanza illimitata (Blondel et al., 1981) della durata di 10 minuti, raccolti nello stesso periodo (10 maggio-20 giugno) e nella stessa fascia oraria, dall'alba alle 11:00 (Fornasari et al., 1998). I dati, provengono da 7 diversi programmi di censimento e coprono un arco temporale che va dal 1992 al 2009 (11.000 punti di ascolto distribuiti sull'intero territorio regionale). Il numero di individui rilevato durante i punti di ascolto è stato trasformato in coppie secondo Blondel et al. (1981).

Gli ultimi cinque anni sono stati coperti da un programma di monitoraggio appositamente predisposto per la valutazione degli andamenti demografici delle specie comuni di uccelli nidificanti in Lombardia.

La distorsione del dato grezzo, dovuta ai differenti piani di campionamento adottati nei diversi anni di censimento, ha comportato uno squilibrio per sovra-campionamento, a volte a favore delle aree agricole, altre di quelle forestali.

La rimozione della distorsione è stata compiuta utilizzando un indice di popolazione indipendente dagli ambienti esplorati (Massimino et al., 2008). Tale indice deriva dal rapporto tra il numero di coppie osservate in ogni punto di rilevamento e quelle attese. Queste ultime sono state stimate da un modello di idoneità ambientale sviluppato per ogni specie sulla base delle variabili ambientali di ogni singolo punto di rilevamento. Le variabili utilizzate derivano dalla mappa digitale di uso del suolo DUSAF in scala 1:10.000 (ERSAF, 2002) e dal modello digitale del terreno con risoluzione a 20 m (Regione Lombardia, 2003). Poiché la variabile dipendente (coppie per punto di ascolto) deriva da un conteggio, è stato utilizzato un modello lineare generalizzato (*GLM*) con distribuzione dei dati poissoniana e funzione di legame logaritmo. La selezione delle variabili indipendenti è stata eseguita con una procedura per passi (*stepwise*) con minimizzazione dell'AIC (Akaike, 1973). I modelli sono stati validati con la tecnica *leave-more-out* suddividendo casualmente il campione in quattro gruppi.

L'indice di popolazione annuale I_t è stato calcolato come la media annuale del rapporto tra coppie osservate co_{it} e coppie attese ca_{it} in ogni punto i :

$$I_t = S (co_{it} / ca_{it}) / N_t$$

dove N_t è il numero totale di punti di ascolto nell'anno t .

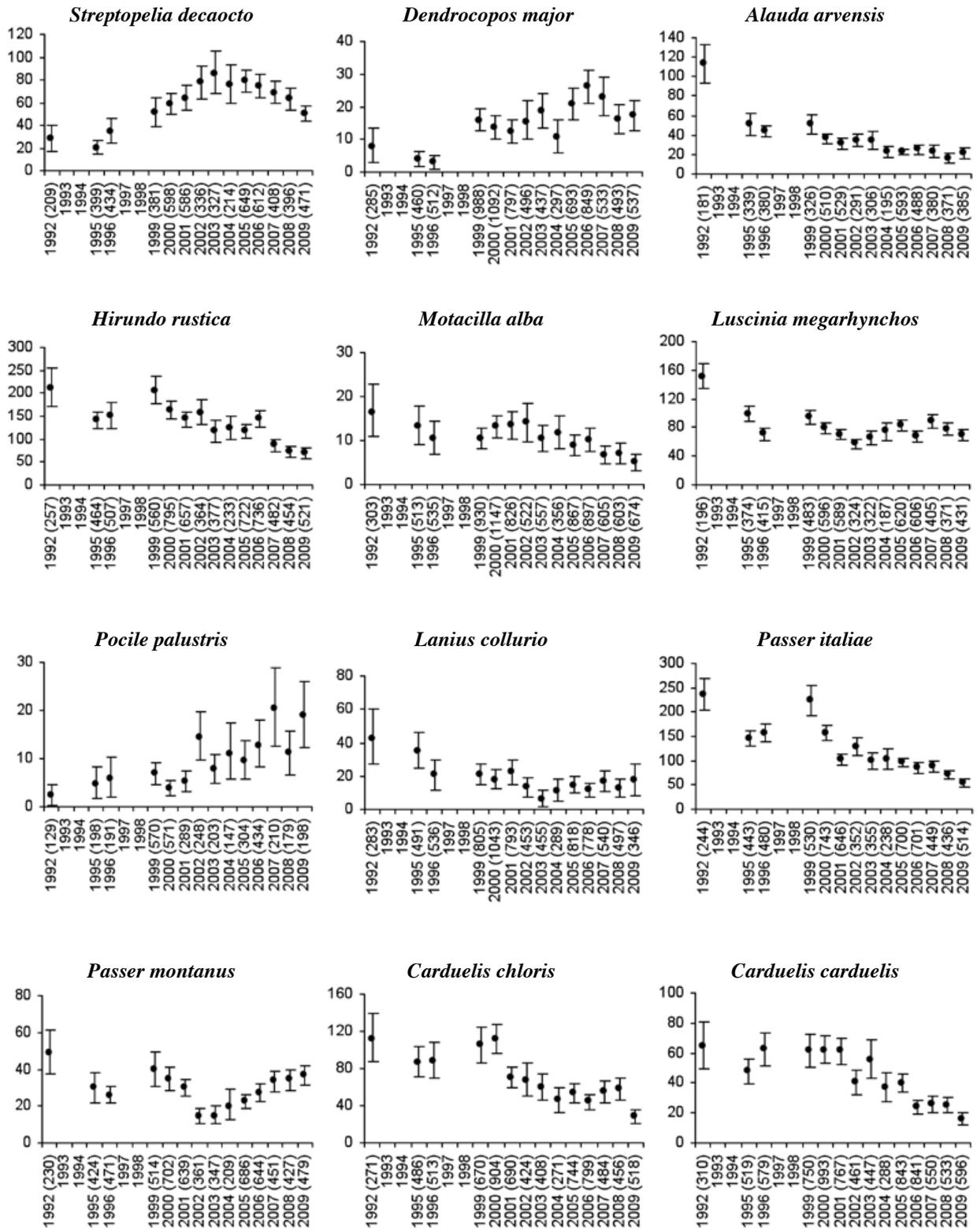
L'intervallo di confidenza dell'indice di popolazione annuale di ogni specie è stato calcolato con una tecnica *bootstrap* (Efron, 1982).

L'indice di popolazione annuale I_t è stato in seguito usato per stimare la popolazione nidificante annuale P_t di ogni specie. A tal fine si è dapprima applicato il modello di idoneità ambientale all'intero territorio regionale, in modo da ottenere, per ogni pun-

to dell'area di studio, il numero di coppie previste per punto di ascolto. Questo valore è stato in seguito diviso per la superficie di rilevamento della specie, calcolata per mezzo di un appropriato raggio di rilevamento (Bani et al., 2009b), in modo da ottenere la densità stimata della specie in tutta l'area di studio. Moltiplicando tale valore per la superficie della regione si è ottenuta una stima della popolazione nidificante mediata sull'intero periodo di studio. Infine, per ogni anno, si è moltiplicata questa stima per l'indice annuale I_t , ottenendo così la popolazione nidificante annuale P_t .

Nome scientifico	R	p		Nome scientifico	R	p	
<i>Buteo buteo</i>	0,033	0,224		<i>Turdus philomelos</i>	0,142	0,003	+
<i>Falco tinnunculus</i>	0,065	0,006	+	<i>Cettia cetti</i>	-0,017	0,513	
<i>Coturnix coturnix</i>	0,027	0,467		<i>Hippolais polyglotta</i>	0,018	0,311	
<i>Phasianus colchicus</i>	0,082	<0,001	+	<i>Sylvia atricapilla</i>	-0,002	0,698	
<i>Gallinula chloropus</i>	-0,016	0,336		<i>Phylloscopus bonelli</i>	-0,013	0,596	
<i>Columba palumbus</i>	0,051	0,059		<i>Phylloscopus collybita</i>	-0,037	0,014	-
<i>Streptopelia decaocto</i>	0,045	0,013	+	<i>Regulus regulus</i>	-0,055	0,047	-
<i>Streptopelia turtur</i>	0,024	0,313		<i>Regulus ignicapilla</i>	0,032	0,223	
<i>Cuculus canorus</i>	-0,007	0,598		<i>Muscicapa striata</i>	0,038	0,091	
<i>Apus apus</i>	-0,029	0,148		<i>Aegithalos caudatus</i>	0,046	0,012	+
<i>Jynx torquilla</i>	-0,019	0,380		<i>Poecile palustris</i>	0,108	0,002	+
<i>Picus viridis</i>	0,059	0,061		<i>Poecile montana</i>	-0,024	0,274	
<i>Dendrocopos major</i>	0,082	0,004	+	<i>Lophophanes cristatus</i>	0,018	0,595	
<i>Alauda arvensis</i>	-0,095	<0,001	-	<i>Periparus ater</i>	-0,012	0,407	
<i>Hirundo rustica</i>	-0,043	0,001	-	<i>Cyanistes caeruleus</i>	0,051	0,006	+
<i>Delichon urbicum</i>	0,000	0,999		<i>Parus major</i>	0,025	0,014	+
<i>Anthus trivialis</i>	0,098	0,002	+	<i>Sitta europaea</i>	0,009	0,753	
<i>Anthus spinoletta</i>	0,025	0,120		<i>Oriolus oriolus</i>	-0,001	0,959	
<i>Motacilla flava</i>	-0,006	0,592		<i>Lanius collurio</i>	-0,076	<0,001	-
<i>Motacilla cinerea</i>	-0,038	0,080		<i>Garrulus glandarius</i>	0,052	0,022	+
<i>Motacilla alba</i>	-0,048	<0,001	-	<i>Pica pica</i>	0,061	0,021	+
<i>Troglodytes troglodytes</i>	-0,017	0,145		<i>Corvus cornix</i>	0,006	0,465	
<i>Prunella modularis</i>	0,090	0,007	+	<i>Sturnus vulgaris</i>	0,013	0,429	
<i>Erithacus rubecula</i>	-0,017	0,211		<i>Passer italiae</i>	-0,057	<0,001	-
<i>Luscinia megarhynchos</i>	-0,022	0,087		<i>Passer montanus</i>	-0,006	0,744	
<i>Phoenicurus ochruros</i>	0,061	0,096		<i>Fringilla coelebs</i>	0,006	0,249	
<i>Phoenicurus phoenicurus</i>	0,045	0,006	+	<i>Serinus serinus</i>	0,027	0,058	
<i>Saxicola torquata</i>	-0,031	0,235		<i>Carduelis chloris</i>	-0,061	<0,001	-
<i>Oenanthe oenanthe</i>	0,089	0,016	+	<i>Carduelis carduelis</i>	-0,060	<0,001	-
<i>Turdus merula</i>	-0,015	0,080		<i>Pyrrhula pyrrhula</i>	0,020	0,608	

Tab. 1. Tasso geometrico di crescita annuale R e sua significatività p per le 60 specie esaminate. Le specie con andamento significativamente in aumento o in diminuzione sono evidenziate rispettivamente dal segno + o -. Geometric rate of increase R and its significance p.



Popolazione nidificante (coppie x 1000) – *Breeding population (pairs x 1000)*

Fig. 1. Popolazioni di 12 specie e loro intervalli di confidenza al 95%. Le linee tratteggiate rappresentano la curva di crescita (si veda la tab. 1 per la significatività p del tasso geometrico di crescita R). I numeri tra parentesi sull'asse delle ascisse rappresentano il numero di unità campionarie per ogni anno. Birds populations and their 95% confidence intervals. Dashed lines represent growth curves.

L'andamento medio della popolazione di ciascuna specie nel periodo 1992-2009 è stato valutato interpolando le popolazioni nidificanti annuali P_t con un modello di crescita di una popolazione che si riproduce stagionalmente (crescita geometrica):

$$P_t = P_0 (1+R)^t$$

dove P_t è la popolazione stimata nell'anno t , P_0 è la popolazione stimata nell'anno 1992 e R il tasso geometrico di crescita.

Poiché la popolazione annuale è stata stimata partendo da un indice che è una media calcolata da unità campionarie di diverso numero, abbiamo usato una regressione ai minimi quadrati pesati per l'inverso dell'errore standard dell'indice di popolazione calcolato con metodo *bootstrap* per ogni anno.

La metodologia è stata applicata per le 60 specie nidificanti più comuni nell'area di studio.

RISULTATI

I *GLM* hanno spiegato dal 7,7% all'84,6% della devianza nulla. Il modello geometrico di crescita ha permesso di stimare R , che rappresenta il tasso di incremento o diminuzione annuale della popolazione sull'intero periodo.

Nove specie hanno mostrato un declino della popolazione, 15 un aumento (tab. 1). In fig. 1 sono riportati i grafici degli andamenti demografici di 12 specie.

CONCLUSIONI

La ricerca ha permesso di evidenziare il declino di molte specie di uccelli nidificanti. *Alauda arvensis* e *Lanius collurio* sono diminuite rispettivamente dell'82% e del 74% dal modello di crescita su 17 anni. Simili declini per queste specie, sono stati osservati anche in molti altri paesi europei e sono verosimilmente causati dalle modifiche dell'habitat conseguenti all'intensificazione delle pratiche agricole. In effetti, delle 9 specie in calo in Lombardia, 7 sono legate ai paesaggi agrari. Ciò suggerisce la necessità di intraprendere specifici programmi di monitoraggio, in modo da comprendere gli effetti sulle specie e i loro habitat delle modifiche colturali, le quali possono determinare una variazione nella capacità portante dell'ambiente, anche senza un apparente cambiamento nell'uso del suolo.

Summary

Analysis of demographic trends of 60 breeding birds in Lombardy, 1992 to date

The aim of this research was to assess population trends between 1992 and 2009 for common bird species breeding in Lombardy (Italy), applying a method that permits data derived from different survey projects to be used. Among the 60 species considered, there were 9 negative trends and 15 positive. Major declines regarded farmland species, namely *Alauda arvensis* and *Lanius collurio* who, over a 17-year period, decreased by 82% and 74%, respectively. The general decline of farmland species, which is known to occur in many other European regions, suggests the need of specific monitoring schemes for birds and their habitats, in order to understand the

effects of changes in agricultural practices and to be able to plan effective measures for bird conservation in productive areas.

BIBLIOGRAFIA

- Akaike H., 1973. Information theory and an extension of the maximum likelihood principle, pp. 267-281. In: Petrov B. & Czaki F., Edits. Proceedings of the Second International Symposium on Information Theory. Akademiai Kiado, Budapest.
- Bani L., Massimino D., Orioli V., Bottoni L. & Massa R., 2009a. Assessment of population trends of common breeding birds in Lombardy, Northern Italy, 1992-2007. *Ethology Ecology & Evolution* 21: 27-44.
- Bani L., Massimino D., Orioli V. & Massa R., 2009b. Monitoraggio dell'avifauna nidificante in Lombardia, 1992-2008. IREALP - D.G. Agricoltura, Regione Lombardia. Relazione tecnica non pubblicata.
- Blondel J., Ferry C. & Frochot B., 1981. Point counts with unlimited distance. In: Ralph C.J. & Scott J.M., Edits. Estimating numbers of terrestrial birds. *Studies in Avian Biology* 6: 414-420.
- EBCC. 2009. Pan-European Common Bird Monitoring (PECBM). European Bird Census Council. Disponibile all'indirizzo <http://www.ebcc.info/pecbm.html>.
- ERSAF, 2002. Destinazione d'Uso dei Suoli Agricoli e Forestali (DUSAF). Ente Regionale per i Servizi all'Agricoltura e alle Foreste della Lombardia, Milano.
- Fornasari L., Bani L., De Carli E. & Massa R., 1998. Optimum design in monitoring common birds and their habitat. *Gibier Faune Sauvage-Game Wildl.* 15, Part 2: 309-322.
- Massimino D., Orioli V., Massa R. & Bani L., 2008. Population trend assessment at large spatial scale: integrating data collected with heterogeneous sampling schemes by means of habitat modeling. *Ethology Ecology & Evolution* 20: 141-153.
- Regione Lombardia, 2003. DTM20 - Modello Digitale del Terreno. Direzione Generale Territorio e Urbanistica. Unità Organizzativa Infrastruttura per l'Informazione Territoriale, Regione Lombardia, Milano. Disponibile all'indirizzo <http://www.cartografia.regione.lombardia.it/geoportale>.
- Vorisek P. & Marchant J.H., 2003. Review of large-scale generic population monitoring schemes in Europe. *Bird Census News* 16: 16-40.

PERCHÉ RIPETERE UN ATLANTE DOPO 10 ANNI? IL CASO DEL MONTE FENERA

LUCIO BORDIGNON

Parco Naturale del Monte Fenera – Frazione Fenera Annunziata – 13011 Borgosesia (VC)
(lucibordignon@alice.it)

INTRODUZIONE

Aggiornare gli studi faunistici dopo un certo numero di anni consente di verificare le variazioni di popolamento tra un censimento e l'altro e di collegarle, il più delle volte, a particolari cause. È chiaro che per essere comparata la ricerca deve seguire la stessa metodologia in entrambi i periodi. Ci sono esempi significativi di studi di questo tipo attuati in Piemonte, sia su modeste superfici (Comune di Cossato, Bordignon, 1997) che grandi (Valsesera, Bordignon, 2007). Tali censimenti faunistici, attuati utilizzando il metodo dell'atlante, hanno rivelato, anche se ripetuti in tempi brevi (6 e 10 anni), significative modificazioni nelle popolazioni nidificanti. Questa tipologia di studio è quindi particolarmente utile per individuare le specie in declino. Nel Parco Naturale del Monte Fenera, è stato varato un progetto atlante nidificanti-svernanti negli anni 1992-1997 (Bordignon, 1999) ed è stato ripetuto a distanza di dieci anni, tra il 2002 e il 2007. L'indagine recente ha messo in evidenza alcune variazioni nella distribuzione dell'avifauna probabilmente causate da modificazioni locali e legate alla ricolonizzazione del bosco su aree dismesse dall'agricoltura negli ultimi 60 anni.

AREA DI STUDIO

Il Parco del Monte Fenera è ubicato all'imbocco della Valsesia, tra le province di Novara e Vercelli. Si sviluppa dai 295 agli 899 m s.l.m., estendendosi per 3.378 ha, di cui 3.121 ha di foresta di latifoglie (dati del 1992), pari al 92,4% della superficie, comprendenti anche 110 ha di brughiera. 210 ha sono occupati dalle aree aperto-coltivate (6,2%), costituite da prato-frutteti (190 ha) e vigneti (20 ha), mentre i restanti 47 ha (1,4%) sono occupati da infrastrutture (abitati e strade) e falesie naturali. Il paesaggio del Parco era negli anni Quaranta-Cinquanta del secolo scorso alquanto diverso dall'odierno, con il 35% della superficie totale occupata da vigneti e prato-frutteti, che insistevano soprattutto nella parte meridionale dell'Area protetta. Diversa era anche l'avifauna nidificante con specie ora scomparse da decenni come civetta, colombella, rigogolo, starna e upupa.

MATERIALI E METODI

È stata applicata la metodologia relativa agli Atlanti sugli uccelli nidificanti e svernanti, con tecniche standardizzate a livello continentale ed attenendosi alle istru-

zioni dell'EOAC (European Ornithological Atlas Committee), segnalando sulla carta la presenza delle specie territoriali in primavera-estate e della semplice presenza in inverno. I dati validi per i nidificanti sono stati raccolti da marzo ad agosto, quelli relativi alle specie invernali dal 15 dicembre al 15 febbraio. Si è utilizzata sempre la stessa griglia, composta da 145 quadrati di 0,25 kmq (500 metri di lato), indagando una superficie complessiva di 3.625 ha, di poco superiore a quella nominale del Parco naturale del Monte Fenera.

RISULTATI

Nel periodo 1992-1997 erano state censite correttamente e cartografate 80 specie, di cui 14 svernanti (Bordignon, 1993). Nel censimento 2002-2007 non sono state più riconfermate 7 specie di cui sei nidificanti (averla piccola, colino della Virginia, fagiano, gheppio, rondine montana e storno) ed una svernante (corvo comune).

Lanius collurio

Specie nidificante passata da 8 coppie nel 1992 a 3 nel 1997 (Bordignon, 1999); estinta nel 2000 e ricomparsa nel 2008 e 2009, grazie probabilmente a miglioramenti ambientali effettuati ad hoc.

Colinus virginianus

Specie alloctona, introdotta, di origine americana. Stanziale e nidificante. All'interno del Parco del Monte Fenera era presente nella sola parte novarese, dove è stato presente sino al 1998.

Phasianus colchicus

Specie alloctona, introdotta, di origine asiatica. Stanziale e nidificante sino agli Anni Ottanta, quando esisteva ancora una popolazione auto-riproducentesi sul massiccio del Monte Fenera (Bordignon, 1993). Nei primi anni Novanta questa popolazione selvatica si è estinta molto probabilmente a causa dell'abbandono delle campagne coltivate (Bordignon, 1999).

Falco tinnunculus

Specie nidificante. Presente con una sola coppia nella parte bassa a vocazione viticola del Parco. La coppia si è riprodotta con successo sino ai primi anni Duemila.

Sturnus vulgaris

Specie nidificante. Si è estinta come tale all'interno del Parco del Fenera, dove le ultime 2 coppie si sono riprodotte ad Ara nel 1999.

Ptyonoprogne rupestris

La specie non ha più nidificato dal 1993, nel 1992 era presente una sola copia (Bordignon, 1993; 1999).

A fronte dell'estinzione di 7 specie, si evidenzia la presenza di una nuova specie, la Cincia dal ciuffo, che è da considerare nidificante regolare, mentre precedentemente era stata segnalata occasionalmente (Bordignon, 1999). La Cincia dal ciuffo nidifica ora all'interno del parco con almeno 3 coppie frequentando le piantagioni di conifere.

Oltre alla perdita/acquisizione di specie, nell'arco di tempo trascorso tra il primo e il secondo censimento, si sono verificate delle variazioni nella distribuzione delle specie. Nella rassegna che segue vengono considerate quelle che hanno fatto registrare un aumento o una diminuzione della distribuzione pari, o maggiore del 30% rispetto al periodo 1992-1997.

Specie in espansione territoriale

Ardea cinerea

La sua presenza è aumentata del 105%, passando da 19 tavolette occupate nel 1992-1997 a 39 nel periodo 2002-2007. Il notevole aumento è legato probabilmente alla forte dinamicità della specie che può colonizzare una vasta gamma di ambienti acquatici, spingendosi anche all'interno del Parco dove frequenta piccoli torrenti.

Pernis apivorus

La sua presenza è aumentata del 35% passando da 107 tavolette nel 1992-1997 a 144 nel 2002-2007.

Accipiter gentilis

La sua presenza è aumentata del 125%, passando da 28 tavolette nel 1992-1997 a 63 nel 2002-2007. Questa espansione è probabilmente legata all'aumento in superficie della foresta, fatto segnalato anche in provincia di Biella (Bordignon, 1998) e Novara (Bordignon, 2004). La popolazione del Parco è passata da una coppia alle tre attuali.

Strix aluco

La sua presenza è aumentata del 57%, passando da 42 tavolette occupate nel 1992-1997 a 66 nel 2002-2007. L'allocco è una specie adattabile e vive in varie tipologie forestali che vanno dalla fustaia vetusta al viale alberato in città. Questa sua plasticità, unita alla presenza sempre più estesa del bosco, spiega la forte espansione all'interno del Parco del Fenera.

Dryocopus martius

La sua presenza è aumentata del 267% passando da 18 a 66 tavolette dal 1992-1997 al 2002-2007. Le coppie sono passate da 1 a 4.

Dendrocopus minor

La sua presenza è aumentata dell'89% passando da 44 a 83 tavolette dal 1992-1997 al 2002-2007.

Phoenicurus ochruros

La sua presenza è aumentata del 200%, da 9 a 27 tavolette occupate rispettivamente nel 1992-1997 al 2002-2007.

Regulus ignicapilla

La sua presenza è aumentata del 100%, risultando in espansione, favorita dai rimboschimenti di conifere e dalla presenza di resinose ornamentali nei giardini, passando da 5 tavolette nel 1992-1997 alle 10 nel 2002-2007. È stato rilevato un dato di presenza invernale, che è inusuale per la Valsesia (Bordignon, 1993).

Corvus corax

La sua presenza è aumentata del 30%, passando da 102 tavolette nel 1992-1997 a 133 nel 2002-2007, periodo nel quale la specie ha colonizzato tutto il Parco.

Emberiza cirulus

Specie in leggera espansione, passata da 15 a 21 quadratini occupati (40%). L'espansione è da mettere in relazione all'aumento della superficie coltivata a vite nella parte meridionale del Parco.

Specie in diminuzione

Hirundo rustica

Specie divenuta rara e localizzata ormai a due sole località: Ara e Bettole. Nel 2007 si contavano 2 coppie ad Ara e 3 a Bettole, passando da 6 a 3 tavolette ed un calo del 50%.

Luscinia megarhynchos

La sua presenza è diminuita del 43%, passando da 23 tavolette a 13 dal 1992-1997 al 2002-2007.

Hippolais polyglotta

La sua presenza è diminuita del 56% passando da 9 a 4 tavolette dal 1992-1997 al 2002-2007, con quattro coppie nel 2006, tre nel 2007.

Le cause sono dovute alla perdita di habitat idoneo alla riproduzione, rappresentato da filari alberati con siepi e boschetti giovani circondati da coltivi.

Phylloscopus bonelli

La sua presenza è diminuita del 38% in dieci anni, passando da 22 tavolette a 15 dal 1992-1997 al 2002-2007.

Phylloscopus sibilatrix

La sua presenza è diminuita del 75% passando da 4 tavolette ad una dal 1992-1997 al 2002-2007.

Carduelis carduelis

La sua presenza è diminuita del 35% passando da 31 a 20 tavolette dal 1992-1997 al 2002-2007, con la scomparsa della specie dalle aree agricole nei pressi degli abitati della parte settentrionale del Parco. È stata osservata una riduzione delle coppie nidificanti anche nelle frazioni ai piedi del Fenera e nei vigneti di Boca. La popolazione nidificante nel periodo 2002-2007 non ha superato le 17-19 coppie.

Pyrrhula pyrrhula

La sua presenza è diminuita del 41%, passando da 41 a 24 tavolette dal 1992-1997 al 2002-2007, passando da 10 coppie complessive nel primo periodo a 6-7.

Le poche coppie rimaste si trovano nella parte più alta del Parco, intorno le frazioni di Bertagnina, Campiano e Colma, con clima più fresco. Anche la presenza di soggetti in migrazione e svernanti è diminuita rispetto agli Anni Novanta.

Coccothraustes coccothraustes

La sua presenza è diminuita del 39% passando da 23 tavolette a 14 dal 1992-1997 al 2002-2007 e 3 coppie. La popolazione nidificante appare in declino e a rischio di

estinzione. Per preservare l'esigua popolazione nidificante sarebbe necessario conservare e ampliare le residue aree a frutteto.

Passer italiae

La sua presenza è diminuita del 41%, dal 1992-1997 al 2002-2007. Estinte le micro-popolazioni di Bertagnina, Rasco, Fenera Annunziata, Bertasacco, Mollia d'Arrigo e della Traversagna.

Passer montanus

La sua presenza è diminuita del 33%, passando da 18 a 12 tavolette dal 1992-1997 al 2002-2007.

CONCLUSIONI

Bordignon (1999) nell'indagine del 1992-1997, aveva individuato come principale causa di diminuzione del popolamento ornitico all'interno del parco del Monte Fenera, la continua perdita di terreno aperto, sia coltivato che naturale (brughiera), invaso dal rinnovamento del bosco.

Dal 1992 al 2007 i coltivi a prato-frutteto sono diminuiti del 65%, passando da 190 a 67 ha, e la brughiera del 60%, passando da 110 a 44 ha. Al contrario, i vigneti sono aumentati del 110%, da 20 a 42 ha.

Probabilmente queste trasformazioni hanno causato la perdita di 7 specie (di cui 6 nidificanti) con l'ingresso di una nuova specie nidificante. Delle 7 specie estinte 5 (Averla piccola, Corvo comune, Fagiano, Gheppio e Storno) hanno una stretta dipendenza con le aree aperto-coltivate, così come il Colino della Virginia specie legata all'agricoltura e vivendo nella fascia ecotonale con il bosco. Una specie la Rondine montana, non sembra avere dipendenza stretta con l'agricoltura.

Per quanto riguarda la distribuzione delle specie all'interno del Parco del Fenera, si è notato che rispetto all'indagine precedente 20 (25% del totale) hanno fatto registrare una variazione nella distribuzione di almeno il 30%: in 10 casi è risultata positiva (la specie è aumentata), in 10 altri casi è risultata negativa (la specie si è ridotta). Le 10 specie in aumento sono risultate: Airone cenerino, Falco pecchiaiolo, Astore, Allocco, Picchio nero, Picchio rosso minore, Codirosso spazzacamino, Fiorrancino, Corvo imperiale, Zigolo nero. Sei di queste sono forestali (Allocco, Astore, Fiorrancino, Falco pecchiaiolo, Picchio nero, Picchio rosso minore) e sembrano quindi essere state favorite dall'espansione della foresta nel Parco. Le 10 specie in regresso sono risultate: Rondine, Usignolo, Canapino comune, Luì bianco, Luì verde, Cardellino, Ciuffolotto, Frosone, Passera d'Italia, Passera mattugia.

Sette di queste (Rondine, Canapino comune, Cardellino, Ciuffolotto, Frosone, Passera mattugia), vivono in ambiente agricolo, quindi la loro diminuzione è probabilmente imputabile alla continua riduzione delle attività agro-pastorali. La misura di conservazione più importante all'interno dell'Area protetta è quella di mantenere le aree coltivate esistenti, o di crearne altre, specialmente in foresta, in modo da frammentare la monotonia ambientale.

È necessario inoltre conservare le brughiere, che ospitano specie rare e caratteristi-

che (Biancone, Succiacapre e Luì bianco). Mezzi validi per mantenere sotto controllo lo sviluppo delle piante sono il taglio manuale, il pascolo brado e il fuoco controllato. Il primo metodo è molto costoso, il secondo non è più praticato, mentre l'ultimo appare rapido ed economico sebbene la normativa forestale in Piemonte non favorisce l'uso del fuoco per motivi faunistici; pertanto, tale metodo viene di norma evitato per le lungaggini burocratiche che precedono l'autorizzazione.

Nel frattempo l'Ente Parco, contrasta con mezzi meccanici l'avanzata del bosco sui terreni a prato-frutteti ancora rimasti. L'Ente parco ha anche favorito tramite una normativa di sostegno l'opera di agricoltori o appassionati che intendano trasformare parti di foresta in nuove aree aperto-coltivate. Nel contempo ha attuato una politica di sensibilizzazione dei viticoltori affinché mettano a dimora nei vigneti nuovi siepi e filari di alberi bassi. Inoltre è stato consigliato di non sfalciare ripetutamente le scarpate inerbite, ma di attuare un solo sfalcio tardivo, a settembre, per facilitare la presenza di quelle specie, come l'Averla piccola che prediligono porzioni di incolto erbaceo. Tale attenzioni hanno riportato quest'ultima specie a nidificare nel 2008 (1 coppia) e 2009 (2 coppie) nel Parco del Monte Fenera.

Summary

Why does repeat an atlas after ten years? The Monte Fenera's case

The author has proved that is important to monitor the population in a relatively short period of time in order to protect the birds. After a first census 10 years ago in Monte Fenera Park seven species are missing because the cultivated areas are neglected. This has allowed to actuated a policy of preservation for the endangers species.

BIBLIOGRAFIA

- Bordignon L., 1993. Gli uccelli della Valsesia. Club Alpino Italiano, sezione di Varallo Sesia. Tipolitografia di Borgosesia, Borgosesia.
- Bordignon L., 1997. Atlante degli uccelli nidificanti a Cossato. Anni 1989-1995. Quaderni di educazione Ambientale. Centro di Educazione ambientale, Città di Cossato. Tip. Robino, Cossato.
- Bordignon L., 1998. Gli uccelli del Biellese. Provincia di Biella, Assessorato all'Ambiente. Eventi & Progetti Editore. Vigliano Biellese.
- Bordignon L., 1999. Gli uccelli del Parco del Monte Fenera. Ente Parco del Monte Fenera. Tipolitografia di Borgosesia, Borgosesia.
- Bordignon L., 2004. Gli uccelli della provincia di Novara. Provincia di Biella. Assessorato caccia e Pesca. Tipolitografia di Borgosesia, Borgosesia.
- Bordignon L., 2007. L'avifauna nidificante, in "Aquile, argento, carbone". Indagine sull'Alta Valsesera. DocBi, Centro Studi Biellesi. Arti Grafiche, Candelo (Bi).

100 ANNI DI ORNITOLOGIA NEL LAZIO

MASSIMO BRUNELLI⁽¹⁾ & FULVIO FRATICELLI^(1,2)

⁽¹⁾ *SROP* (*mss.brunelli@tin.it*)

⁽²⁾ *Fondazione Bioparco di Roma* (*fulvio.fraticelli@bioparco.it*)

INTRODUZIONE

Cento anni fa Giuseppe Lepri diede alle stampe un articolo a firma del compianto cugino Filippo Patrizi-Montoro dal titolo *Materiali per una avifauna della Provincia di Roma* (Patrizi-Montoro, 1909). I dati illustrati in questo lavoro rivestono una particolare importanza perchè furono raccolti immediatamente prima che importanti lavori di bonifica cambiassero definitivamente l'aspetto paesaggistico del Lazio: in particolare la bonifica delle Paludi Pontine, effettuata a partire dal 1926 (Alessandrini et al., 1935), e, successivamente, la pressoché definitiva eliminazione delle aree umide a nord delle foci del Tevere (Bevilacqua & Rossi Doria, 1984), iniziata già in era romana (Quilici & Quilici Gigli, 1995). In generale tutte le zone pianeggianti della regione e la Campagna Romana in primis, subirono un sostanziale cambiamento paesaggistico a causa della diminuzione della attività di pastorizia a favore delle attività agricole sempre più di tipo intensivo (Sereni, 1961; Tomassetti, 1979). Nello studio di Patrizi-Montoro il termine *Provincia di Roma* non deve essere inteso nell'accezione attuale perché, dopo la proclamazione di Roma capitale nel 1871, il territorio che la formava era costituito dai circondari di Viterbo, Civitavecchia, Velletri e Frosinone. Il circondario di Velletri copriva ampi territori dell'attuale Provincia di Latina. Rispetto agli attuali confini amministrativi della Regione Lazio la Provincia di Roma nei primi del '900 escludeva solamente i territori a nord del Tevere, grossolanamente corrispondenti all'attuale Provincia di Rieti, in quei tempi facente parte dell'Umbria, e la parte meridionale dell'attuale Provincia di Latina, facente parte in quei tempi della Provincia di Caserta (Touring Club Italiano, 1981). È altresì vero che nella nota introduttiva a Patrizi-Montoro (1909) Giuseppe Lepri riporta in corsivo, come sinonimo del titolo adottato, la dicitura *contributo alla conoscenza degli uccelli del Lazio*. Anche dalla lettura del testo si evince che, anche se non con eguale sforzo, l'indagine in oggetto era stata svolta sulla quasi totalità del territorio che attualmente forma la Regione Lazio. Riteniamo quindi corretto effettuare un confronto tra il livello di conoscenze ornitologiche che si avevano nel Lazio nei primi anni del secolo XX e quelle disponibili oggi.

METODI

È stata analizzata la composizione dell'avifauna regionale attraverso il confronto tra quanto riportato da Patrizi-Montoro (1909) e Brunelli & Fraticelli (in stampa). Dall'elenco delle specie riportate per i primi anni del secolo ne sono state escluse

otto: una per la categoria *Specie sedentarie*, due per la categoria *Specie nidificanti estive*, due per la categoria *Specie di passo e svernanti* e quattro per la categoria *Specie accidentali*; l'esclusione è avvenuta in quanto:

- la Ballerina bianca *Motacilla alba* veniva considerata divisa in due specie, l'attuale sottospecie tipo e *Motacilla lugubris* da riferire a *M. a. yarrellii*;
- alcune sottospecie di Cutrettola *Motacilla flava* venivano considerate buone specie con i nomi di *Budytes borealis*, *B. cinereocapillus* e *B. feldeggi*;
- la Monachella *Oenanthe hispanica* veniva considerata divisa in tre specie, l'attuale sottospecie tipo, *Saxicola occidentalis* da riferire alla forma a gola nera e *Saxicola melanoleuca* da riferire a *O. h. melanoleuca*;
- il Merlo dal collare *Turdus torquatus* veniva considerato diviso in due specie, l'attuale sottospecie tipo e *Merula alpestris* da riferire a *T. t. alpestris*;
- il Migliarino di palude *Emberiza schoeniclus* veniva considerato diviso in due specie, l'attuale sottospecie tipo e *Emberiza palustris* da riferire a *E. s. intermedia*.

RISULTATI E DISCUSSIONE

In Tabella 1 sono state raggruppate per classi fenologiche le specie presenti in Patrizi-Montoro (1909) e in Brunelli & Fraticelli (in stampa). Complessivamente il numero di specie rinvenuto è aumentato in modo consistente (+ 77 specie).

I dati riportati in Fig. 1, pur non presentando differenze statisticamente significative (test Kruskal-Wallis; $H = 0,10$; g.l. = 1; N.S.), sono sicuramente influenzati dal differente livello di conoscenza che si aveva agli inizi del XX secolo rispetto ad oggi, ma rispecchiano anche i profondi cambiamenti ambientali che si sono avuti in questi anni. Questo è ben visibile nel confronto tra il numero di specie aumentate o diminuite negli ambienti umidi, certamente influenzato dall'opera delle bonifiche che hanno ridotto in questi ultimi cento anni del 70% le zone umide regionali (cfr. Rallo & Pandolfi, 1988). Le differenze riscontrate nelle zone agricole sono da mettere evidentemente in relazione alle diverse pratiche colturali applicate, in particolare le coltivazioni estensive nei confronti delle intensive e l'uso di fitofarmaci. Altro elemento è stata la forte contrazione della pastorizia nel Lazio; a titolo di esempio, alla fine dell'800 il 90% della Campagna Romana era adibita a pascolo (Bortolotti, 2004). Apparentemente gli ambienti forestali non hanno subito sostanziali cambiamenti nel

	Patrizi-Montoro, 1909	%	Brunelli & Fraticelli (in stampa)	%
Specie sedentarie	94	29,4	111	28,0
Specie estive nidificanti	61	19,0	73	18,4
Specie esclusivamente migratrici	95	29,7	131	33,0
Specie accidentali	70	21,9	82	20,6
Totale	320		397	

Tab. 1. Numero di specie riscontrate nel Lazio da Patrizi-Montoro (1909) e da Brunelli & Fraticelli (in stampa) divise per categorie fenologiche.

Specie estinte/diminuite		
1	Oca granaiola	zone umide
2	Starna	agricolo
3	Quaglia	agricolo
4	Uccello delle tempeste	marino
5	Tarabuso	zone umide
6	Airone rosso	zone umide
7	Nibbio reale	forestale
8	Capovaccaio	agricolo
9	Albanella pallida	agricolo
10	Grillaio	agricolo
11	Voltolino	zone umide
12	Re di quaglia	zone umide
13	Fratino	marino
14	Chiurlottello	zone umide
15	Gavina	marino
16	Mignattinio	zone umide
17	Gufo reale	vari
18	Gufo di palude	zone umide
19	Picchio rosso mezzano	forestale
20	Calandra	agricolo
21	Topino	zone umide
22	Stiaccino	agricolo
23	Forapaglie castagnolo	zone umide
24	Pagliarolo	zone umide
25	Forapaglie	zone umide
26	Basettino	zone umide
27	Corvo comune	agricolo
28	Corvo imperiale	vari
29	Passera lagia	agricolo
30	Ortolano	agricolo
31	Migliarino	zone umide

Specie aumentate		
1	Canapiglia	zone umide
2	Cormorano	zone umide
3	Airone guardabuoi	zone umide
4	Cicogna nera	forestale
5	Fenicottero	zone umide
6	Falco pellegrino	vari
7	Gabbiano reale	vari
8	Tortora dal collare	agricolo
9	Cuculo dal ciuffo	agricolo
10	Rondone pallido	vari
11	Picchio dorsobianco	forestale
12	Canapino	agricolo
13	Cincia mora	forestale
14	Cornacchia grigia	agricolo

Tab. 2. Specie, e relativo habitat, che hanno fatto registrare importanti variazioni.

numero delle specie. Bisogna tenere però conto dell'aumento in estensione a discapito della qualità ecologica (Agnoletti, 2005).

Riportiamo di seguito alcune considerazioni sulle specie che mostrano le più evidenti differenze di status e distribuzione, le informazioni, oltre che da Brunelli e Fraticelli (in stampa), sono state tratte da Brunelli et al. (2009, in stampa) se non diversamente specificato.

Starna *Perdix perdix*. Patrizi-Montoro la definisce ancora abbastanza comune e parla di grossi branchi erratici. Oggi è estinta la popolazione autoctona e la specie è presente nel Lazio solo in conseguenza delle immissioni effettuate per fini venatori.

Cormorano *Phalacrocorax carbo*. La specie viene definita erratica in inverno lungo il litorale, mentre viene considerato stanziale nelle Paludi Pontine. Questo fatto viene confermato da Lepri in nota che lo considera nidificante in quell'area. Attualmente molto comune in inverno, recentemente un piccolo nucleo nidificante si è insediato al Lago di Bolsena.

Tarabuso *Botaurus stellaris*. La specie viene citata come stanziale nidificante comune. Oggi è svernante raro e localizzato.

Airone rosso *Ardea purpurea*. La specie viene definita comunissima e nidificante in colonie nei boschi di palude. Attualmente è nidificante con poche coppie molto localizzate.

Nibbio reale *Milvus milvus*. La specie viene definita comunissima. Oggi la popolazione nidificante è stimata in 7-10 coppie localizzate su Monti della Tolfa (Minganti, 2004).

Capovaccaio *Neophron percnopterus*. La specie viene definita abbondante nel territorio di Tolfa e nei piani di Maccarese. Oggi è un migratore raro, nel 1981 l'ultimo tentativo di nidificazione avvenuto sui Monti della Tolfa (Cortone et al., 1991).

Albanella reale *Circus cyaneus*. Lepri, in nota, inserisce questa specie tra quelle stanziali nidi-

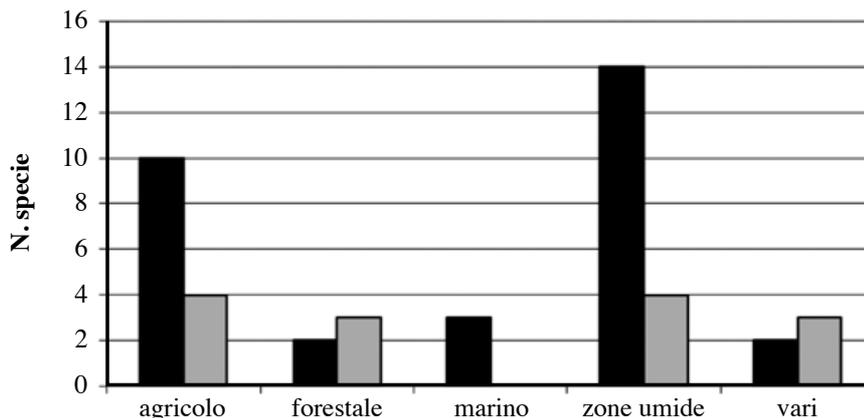


Fig. 1. Numero di specie che dal confronto tra Patrizi Montoro (1909) e Brunelli & Fraticelli (in stampa) sono diminuite o estinte nel Lazio (in nero) e quelle che sono aumentate (in grigio) divise per preferenze ambientali.

ficanti. Oggi è presente principalmente come migratrice, alcuni individui svernano. **Albanella pallida** *Circus macrourus*. La specie viene definita discretamente comune durante i passi, più frequente dell'Albanella minore *Circus pygargus*. Oggi l'osservazione di questa specie è piuttosto occasionale.

Grillaio *Falco naumanni*. La specie viene riportata come nidificante. Oggi la specie è presente regolarmente come estivante sui Monti della Tolfa.

Voltolino *Porzana porzana*. Patrizi-Montoro la cita come nidificante con dubbio, mentre Lepri nelle note ricorda individui giovanissimi catturati sulle sponde del Lago di Vico. Dagli anni '60 del secolo scorso mancano prove di nidificazione.

Re di quaglie *Crex crex*. Dato come nidificante e svernante con qualche individuo. Oggi è un migratore scarso.

Gavina *Larus canus*. Patrizi-Montoro la definisce comunissima e Lepri nelle note la inserisce tra le specie stanziali nidificanti. Specie prettamente costiera, oggi è presente solo in inverno.

Gabbiano reale *Larus michahellis*. La frase "raramente s'incontra entro terra; al più fa delle brevi incursioni nelle paludi litoranee." contrasta con le abitudini che questa specie mostra attualmente.

Mignattino comune *Chlidonias niger*. Viene riportato come nidificante nelle grandi paludi. Non sono noti casi di nidificazione nel recente passato.

Gufo reale *Bubo bubo*. La specie viene definita diffusa, ma non molto comune. Specie che ha subito un forte regresso, oggi è nota una sola area di nidificazione.

Gufo di palude *Asio flammeus*. La specie viene definita stanziale nidificante, ma anche comunissima durante la migrazione. Non sono noti casi di nidificazione nel recente passato.

Picchio rosso mezzano *Dendrocopos medius*. La specie viene definita non rara, ma meno comune del Picchio rosso maggiore *Dendrocopos major*. Mancano da tempo prove di nidificazione e anche semplici osservazioni.

Calandra *Melanocorypha calandra*. La specie viene definita comunissima. Attualmente molto localizzata come nidificante.

Topino *Riparia riparia*. La specie viene definita abbondante e nidificante. Ritenuta estinta, recentemente è stata riscoperta nidificante con una piccola colonia lungo la Valle del Tevere.

Forapaglie castagnolo *Acrocephalus melanopogon*. La specie è considerata stanziale nidificante. Attualmente solo migratrice e svernante.

Pagliarolo *Acrocephalus paludicola*. La specie è considerata estiva nidificante. Attualmente migratrice scarsa.

Basettino *Panurus biarmicus*. La specie viene considerata stanziale nidificante anche se localizzata. Attualmente migratrice scarsa.

Cincia mora *Parus ater*. La specie è considerata solamente svernante, affermando che probabilmente non nidifica sui monti dell'area di studio perchè mancano i boschi di conifere. I cambiamenti riscontrabili rispetto la situazione attuale sono da mettere in relazione anche ai rimboschimenti con gimnosperme e l'uso di queste essenze arboree a fini ornamentali.

Corvo *Corvus frugilegus*. La specie viene definita comunissima in inverno. Le osservazioni di questa specie nel Lazio sono ormai solo occasionali.

Corvo imperiale *Corvus corax*. La specie viene definita comune su tutti i monti dell'area di studio. Lepri, in nota a piè di pagina, afferma che è particolarmente abbondante sui monti presso Frosinone e sui monti Lepini. Fortemente minacciata come nidificante sul finire degli anni '80 del secolo scorso (Corsetti, 1993), oggi la popolazione è stimata in 8-10 coppie (Brunelli & Sarrocco, 2004; De Santis, 2007).

Cornacchia grigia *Corvus cornix*. Pur se la specie viene definita comune si afferma che generalmente si rinviene con individui isolati o in stormi di pochi individui. Specie oggi abbondantissima.

Passera lagia *Petronia petronia*. La specie viene definita abbondantissima durante la migrazione autunnale, ma vengono avanzati dubbi sulla sua nidificazione. Oggi la presenza di questa specie è limitata alle zone più interne del Reatino.

Migliarino di palude *Emberiza schoeniclus*. La specie è considerata stanziale nidificante, sia con la sottospecie nominale, sia con *E. s. intermedia*. Attualmente molto comune in migrazione e durante lo svernamento, non si hanno dati su nidificazioni in un recente passato.

CONCLUSIONI

In conclusione si può affermare che le profonde trasformazioni ambientali che hanno interessato il Lazio nei suoi ultimi 100 anni di storia hanno prodotto sulla ornitocenosi risultati simili a quelli riscontrabili su buona parte del territorio nazionale. Le specie opportuniste hanno trovato vantaggio da questa banalizzazione ambientale, mentre le più specializzate hanno subito decrementi di intensità variabile. Bisogna inoltre considerare che i metodi di rilevamento utilizzati all'inizio del secolo XX, basati principalmente sull'attività venatoria, e il numero molto limitato dei rilevatori

hanno certamente penalizzato le specie poco appariscenti, a bassa densità o localizzate. I dati qui riportati devono quindi essere purtroppo considerati prudenziali e i cambiamenti avventi nel periodo di studio sono stati certamente maggiormente penalizzanti per la diversità ornitica.

Summary

100 years of ornithology in Lazio (Central Italy)

The authors describe the changes in the bird population of Lazio in the last 100 years, comparing current data with those reported in a publication of 1909. Although the regional checklist has grown from 320 to current 397 known species, many species have decreased considerably. The species that have declined most were those of farming and wetlands due to the transformation of agricultural practices and land reclamation.

BIBLIOGRAFIA

- Agnoletti M., 2005. Osservazioni sulle dinamiche dei boschi e del paesaggio forestale italiano fra il 1862 e la fine del XX secolo. *Società e Storia*, 108:377-396.
- Alessandrini G., Di Crollalanza A. & Istituto di Studi Romani, 1935. La bonifica delle Paludi Pontine. Casa Editrice Leonardo da Vinci, Roma.
- Bevilacqua P. & Rossi Doria M., 1984. Le bonifiche in Italia dal '700 a oggi. Laterza Editore, Roma.
- Bortolotti L., 2004. Le persistenze della Campagna Romana: alcuni aspetti della sua evoluzione storica. *Quaderni Rivista Ricerche Progettazione Paesaggio*, 1:8-15.
- Brunelli M. & Fraticelli F., in stampa. Check-list degli uccelli del Lazio aggiornata al dicembre 2009. *Riv. ital. Orn.*
- Brunelli M. & Sarrocco S., 2004. Nidificazione di Corvo imperiale *Corvus corax* nell'alta valle di Fiume Velino nella provincia di Rieti (Lazio). *Alula*, XI: 137-138.
- Brunelli M., Corbi F., Sarrocco S., Sorace A., 2009. L'avifauna acquatica svernante nelle zone umide del Lazio. Edizioni ARP (Agenzia Regionale Parchi), Roma – Edizioni Belvedere, Latina.
- Brunelli M., Corbi F., Sarrocco S., Sorace A., De Felici S., Boano A., Guerrieri G., Meschini A., Roma S., in stampa. Nuovo Progetto Atlante degli uccelli nidificanti nel Lazio, 2000-2009. Edizioni ARP (Agenzia Regionale Parchi), Roma.
- Cortone P., Liberatori F. & Seminara S., 1991. Censimento del Capovaccaio, *Neophron percnopterus*, in Italia. *Suppl. Ric. Biol. Selvaggina*, 16: 315-317.
- Corsetti L., 1993. Il Corvo imperiale (*Corvus corax*) nei Monti Lepini (Lazio): presenza attuale e passata, biologia riproduttiva, conservazione. *Quad. Mus. Stor. Nat. Patrica*, 4: 131-149.
- De Sanctis E., 2007. Nuovo sito di nidificazione del Corvo imperiale *Corvus corax* nel Lazio (Monti Simbruini). *Alula*, XII: 195-19
- Minganti A., 2004. Il Nibbio reale (*Milvus milvus*) dei Monti della Tolfa (Lazio, Italia). In: Corsetti L. (red). *Atti Convegno "Uccelli rapaci nel Lazio: status e distribuzione, strategie di conservazione"*. Sperlonga: 49-58.
- Patrizi Montoro F., 1909. Materiali per un'avifauna della provincia di Roma. *Boll. Soc. Zool. It.*, 10:1-103.
- Quilici L. & Quilici Gigli S., 1995. Interventi di bonifica agraria nell'Italia romana. L'Erma di Bretschneider, Roma.
- Rallo G. & Pandolfi M., 1988. Le zone umide del Veneto. Franco Muzzio Editore, Padova.
- Sereni E., 1961. Storia del paesaggio agrario italiano. La Terza, Bari.
- Tomassetti G., 1979. La campagna romana antica, medioevale e moderna. Olschki, Firenze.
- Touring Club Italiano, 1981. Guida d'Italia. Lazio. Touring Club Italiano, Milano.

IL FRATINO *Charadrius alexandrinus* NEL LAZIO: STATUS DELLA SPECIE

LORIS PIETRELLI⁽¹⁾ & MASSIMO BIONDI⁽²⁾

⁽¹⁾ ALV – Roma (loris.pietrelli@enea.it)

⁽²⁾ ALV/GAROL – Roma (mb.garol@tiscali.it)

INTRODUZIONE

Il Fratino *Charadrius alexandrinus* da almeno 15 anni, in Europa, manifesta una evidente contrazione di areale e numerica soprattutto a causa delle trasformazioni ambientali. In Italia, la popolazione nidificante (1.300-2.000 coppie) è in forte declino e, soprattutto fuori le aree protette, la specie è prossima all'estinzione a causa del turismo e delle attività urbanistiche lungo le coste (Brichetti & Fracasso 2004). Nel Lazio, in particolare, sono state stimate circa 20 coppie nel 2001-02 con un decremento medio del 33% rispetto al 1991-94 (Biondi & Pietrelli, 2003). Circa 60-70 individui sono risultati svernanti regolari (Pietrelli & Biondi dati inediti). Vista la sua scarsa adattabilità, che lo distingue da *Charadrius dubius*, e la sua sensibilità alla frammentazione dell'ambiente, il Fratino, lungo le coste laziali, è stato utilizzato come indicatore ecologico ed è stato oggetto di interventi mirati di salvaguardia (Pietrelli et al., 2001, Pietrelli et al., 2004).

Nel lavoro sono riportati i risultati delle indagini (n° coppie, successo riproduttivo ed alcuni parametri ambientali) eseguite, in periodo riproduttivo, lungo l'intero tratto di costa laziale (299 km) dal 1991 al 2009. Nel presente lavoro, in particolare, si è cercato di individuare i fattori di minaccia e di pressione della specie.

AREA DI STUDIO E METODI

Il litorale laziale presenta una elevatissima discontinuità sia in termini strutturali che vegetazionali e ciò è attribuibile ad alcuni periodi storici (anni 70 in particolare) nei quali si sono innescati fenomeni di urbanizzazione diffusa e devastante. L'indagine è stata eseguita esplorando, a piedi, l'intero tratto di costa laziale ed i possibili siti di nidificazione interni rispetto alla linea di costa: il controllo è stato eseguito con visite periodiche (ogni 15 giorni circa), durante le quali sono stati raccolti dati sulla biologia riproduttiva e sulla scelta dell'habitat. Dalle visite sono state escluse alcune servitù militari per un totale pari a circa il 5% della costa. La data di deposizione è stata calcolata mediante immersione dell'uovo in acqua (Hayes & LeCroy 1971). Sono state inoltre annotate, ove possibile, le cause di insuccesso riproduttivo. I parametri relativi alla scelta dell'habitat riguardano: distanza dal mare (L_m) e dall'acqua dolce (L_{ad}), copertura della vegetazione (o materiale spiaggiato) all'interno di una circonferenza con raggio di 5 m intorno al nido e la eventuale presenza del Corriere piccolo, *Charadrius dubius*, nidificante a meno di 1 km dal nido di Fratino.

RISULTATI E DISCUSSIONE

La specie nel Lazio si insedia fra febbraio e marzo e depone le prime uova di norma durante la seconda decade di marzo. Durante gli anni 1991-94 l'andamento delle deposizioni manifesta un picco coincidente con il periodo 1-20 aprile e lo sforzo riproduttivo si protrae fino alla III decade di giugno. Nell'intervallo 2007-09, oltre all'esiguità dei campioni (n=42), si può rilevare un diverso andamento del calendario riproduttivo con un picco bimodale (1-10 aprile e 1-10 maggio), una lacuna nella III decade di aprile ed una ripresa fino alla II decade di giugno. Negli anni 2007-2009 il picco relativo alla prima decade di maggio (21%) appare chiaramente attribuibile a deposizioni di sostituzione: in particolare nel 2009 lo stesso periodo rappresenta anche la conclusione della stagione riproduttiva a conferma del forte disturbo arrecato alle coppie con l'avvio delle attività balneari.

Il Fratino nei primi anni novanta era distribuito in maniera abbastanza omogenea lungo il litorale laziale prediligendo tratti di litorale non troppo urbanizzati: nel corso degli anni si è assistito ad una forte contrazione della sua distribuzione. In Tab. 1 sono riportati i dati riproduttivi riassuntivi relativi agli intervalli 1992-1994 e 2007-2009. Il confronto mette in evidenza il forte calo delle coppie e, soprattutto, la riduzione dei siti riproduttivi a riprova dell'importanza che riveste per la specie la stabilità ambientale dei siti riproduttivi. Si è passati, da 36 coppie distribuite in 12 siti nel 1993 a 12 coppie distribuite in 4 siti nel 2009, determinando una diminuzione di giovani involati pari all'82.6%. Complessivamente sono solo 4 i siti laziali che ospitano in modo regolare le popolazioni relitte di Fratino: La Torraccia (VT), Coccia di morto (RM), Castelporziano (RM) e Ardea-Incastro (RM). Alcuni siti storici, in particolare, sono stati abbandonati a causa di profonde trasformazioni di origine antropica, come ad esempio l'ampliamento del porto di Civitavecchia, o per il disturbo arrecato appena dopo l'insediamento delle coppie a causa del recente utilizzo di mezzi meccanici per la pulizia dei litorali sabbiosi. A livello regionale appare, infine, estremamente interessante il forte incremento registratosi nel sito di Coccia di Morto: 3,33 coppie annue e 5 coppie registrate nel 2007.

Il numero di uova per coppia, in tutti gli anni considerati, è in accordo con quanto già riportato in letteratura, mentre, al contrario, il successo di schiusa risulta fortemente ridotto rispetto a dati riportati per altri siti nazionali (Valle et al., 1995). Il successo di schiusa migliora dove sono stati adottati sistemi di protezione nei confronti dei predatori naturali (Pietrelli et al., 2001). I dati relativi a giovani involati (2009), evidenziano parametri riproduttivi ai "limiti dell'estinzione" (successo riproduttivo=11.4%) e ciò è correlabile al fatto che le coppie risultano per lo più isolate ed insediate in siti residuali non protetti e soggetti a forte impatto antropico. Per il Fratino, il rischio derivante dalla frammentazione degli habitat è inoltre aggravato dall'insediamento di specie generaliste (cornacchia grigia, gazza, gabbiani sp.) tipiche di ambienti marginali e fortemente antropizzati che possono predare uova e nidiacei.

In Tab. 2 sono riportate le cause di insuccesso riscontrate durante i periodi di osservazione: risulta evidente l'incremento dovuto a cause antropiche. La pulizia quoti-

anno	Siti	Coppie	Uova	Uova/cp	Schiusure (%)	Involati	Inv/sch
1992	10	28	75	2.68	37 (49.3)	22 (29.3%)	59.4%
1993	12	36	101	2.81	54 (53.4)	23 (22.7%)	42.6%
1994	15	31	88	2.84	37 (42.0)	23 (26.1%)	62.2%
2007	6	13	32	2.46	9 (28.1)	4 (12.5%)	44.4%
2008	8	17	44	2.59	11 (25.0)	10 (22.7%)	90.9%
2009	4	12	35	2.92	8 (22.8)	4 (11.4%)	50.0%
Totale			375		156 (41.6)	86 (22.9%)	55.1%

Tab. 1. Parametri riproduttivi del Fratino.

cause	1992	1993	1994	2007	2008	2009
n (%)	6 (28.6)	22 (57.8)	11 (37.9)	9 (64.2)	13 (29.5)	6 (50.0)
mareggiata	-	0.5	-	44.4	15.4	-
corvidae	16.7	22.7	0.9	11.2	15.4	66.7
gabbiani	-	0.5	-	-	-	-
antropica	16.7	13.6	18.1	32.6	46.2	33.3
volpe	16.7	18.1	0.9	-	7.7	-
mustelidi	-	0.5	0.9	-	-	-
cani randagi	-	22.7	18.1	-	7.7	-
sconosciuta	50	0.9	36.4	11.8	-	-

Tab. 2. Dati relativi alle cause che hanno determinato la perdita in percentuale.

diana dei litorali effettuata con mezzi meccanici, rappresenta attualmente la causa di maggior impatto sulla nidificazione del Fratino nel Lazio. L'uso di vagli vibranti, infatti, non rimuove solo i materiali giacenti sulla spiaggia ma anche tutti gli organismi che vivono sotto la superficie e che rappresentano una risorsa trofica importante per gli uccelli che frequentano la spiaggia (Defeo et al., 2009). È stato dimostrato come interventi di pulizia effettuati a mano, non comportino l'abbandono del sito (Scarton et al., 2001) e le aree appositamente recintate si sono rivelate, inoltre, efficaci e sostanzialmente rispettate dai bagnanti, se opportunamente informati con cartelli illustrativi (dati degli autori). Da evidenziare, inoltre, la forte dipendenza della specie alle condizioni meteoriche avverse, riscontrata negli ultimi anni. Il successo di schiusa appare fortemente correlato alle condizioni meteoriche durante i fine settimana primaverili: giorni soleggiati favoriscono infatti la presenza precoce di bagnanti a discapito del successo di schiusa delle uova.

Durante il periodo riproduttivo il Fratino non sembra dipendere troppo dalla presenza di acqua dolce avendo nidificato anche ad oltre 2 km da essa (es. Castelporziano). Infatti, anche lontano da acquitrini, sulla superficie della sabbia umida il Fratino può

	1992 n = 31	1993 n = 36	1994 n = 36	Media 92-94	2007 n = 13	2008 n = 17	2009 n = 10	Media 07-09
Lm (m)	47.2	63.0	69.3	59.7	67.2	70.7	92	76.6
Lad (m)	965.5	899.0	707.2	857.2	189.9	170.3	372.5	244.2
% cop	8.3	12.2	9.3	9.9	4.5	9.8	3.4	5.9
Dcp* (m) min-max	15-180	20-200	20-600					

* distanza da nidi di *C. dubius* <1 km

Tab. 3. Parametri ambientali.

trovare in abbondanza i piccoli insetti e crostacei di cui si nutre (Guillou & Debenay 1988).

La distanza minima dal mare dei nidi è stata di 47.2 m (min.=22m e max=90 m, non è stato considerato il dato relativo alle Saline di Tarquinia). La distanza dei nidi dal mare tende a salire, negli anni, in maniera statisticamente significativa ($F=4.83$, $p<0.001$) probabilmente a causa della perdita di siti idonei o per il disturbo. Una correlazione fra il sito di deposizione e l'esposizione alla predazione è stata già ipotizzata per *Charadrius alexandrinus* (Page et al., 1985). Ciò potrebbe giustificare sia l'arretramento, fin dietro le dune, sia la dispersione dei siti di deposizione verificatosi a Castelporziano e Coccia di Morto dopo la perdita della prima covata.

I nidi del Fratino di norma sono stati trovati in ambienti aperti con copertura vegetale scarsa o nulla e spesso adiacente a materiale spiaggiato (Tab. 3). La preferenza per aree a scarsa copertura vegetale è stata ben documentata (Cramp & Simmons, 1983), anche se Shultz & Stock (1993), hanno riportato il basso successo riproduttivo in corrispondenza di aree a bassa copertura vegetale. Le uova spesso sono state parzialmente coperte con sabbia, piccoli frammenti di conchiglie o sassolini a seguito di un disturbo reiterato.

Nei riguardi del Corriere piccolo è stata notata una forte competizione soprattutto in corrispondenza di siti a ridotta estensione. Il Corriere piccolo in alcune località (Incastro, Moletta), dove il Fratino sverna, solitamente s'insedia leggermente più tardi e risulta più aggressivo rispetto al Fratino, che in occasione della seconda deposizione o di quella sostitutiva, abbandona il territorio a favore del Corriere piccolo. La distanza minima riscontrata fra le due specie è stata di 15 m. Negli anni 2007-2009 non sono stati riscontrati nidi di Corriere piccolo adiacenti (<1km) a quelli di Fratino, fatta eccezione per una deposizione rinvenuta in località Torraccia a circa 350 m, ma separata dall'alveo di un torrente.

CONCLUSIONI

La specie, in circa 20 anni, ha subito una forte contrazione dovuta soprattutto alla trasformazione ed alla perdita dei siti di nidificazione, al disturbo arrecato dalle attività ricreative (bagni di sole, traffico di veicoli fuoristrada, kite-surfing, cani non

tenuti al guinzaglio e pesca sportiva), l'uso di mezzi meccanici utilizzati per la pulizia e l'aumento considerevole di alcuni predatori naturali (specialmente *Corvidae*), favorito dalla frammentazione degli habitat. Nel periodo di monitoraggio, in particolare, si è passati dalle 36-38 coppie nidificanti, nei primi anni novanta, e distribuite in 25 differenti siti, alle circa 10 coppie distribuite in 6 siti (2007-2009) con un successo riproduttivo (giovani involati per coppia) inferiore del 50%. Il forte impatto antropico ha, inoltre, sensibilmente ridotto il calendario riproduttivo del Fratino, determinando, nella maggior parte dei casi, l'abbandono prematuro dei siti idonei e ponendo un limite allo sforzo riproduttivo della specie collocabile entro la seconda decade di giugno. La specie, nel Lazio, con il perdurare dell'attuale situazione lungo la costa, appare destinata all'estinzione o, nella migliore delle ipotesi ad una estrema localizzazione costiera.

Summary

Kentish Plover *Charadrius alexandrinus* in Latium region: species status

The breeding biology and the status of the Kentish Plover, *Charadrius alexandrinus*, along the Latium coast was studied. Change in the size and distribution, nest characteristics and breeding parameters were recorded. We found significant differences between two different time periods (1992-1994 and 2007-2009). Nests were located at a mean distance of 68.2 m from the sea ($Lm_{1992-94}=59.7m$, $Lm_{2007-09}=76.6m$). Nesting success was highly variable within the years and in particular during the recent years the Kentish Plover seems to be affected mainly by the mechanical beach cleaning. Natural predation comes mostly by fox, vagrants dog and crow. The intensive touristic use of beaches as well the destruction of habitat and the global disturbance are the main problems facing the conservation of the species in Latium coast line. Competition with Little Ringed Plover, *Charadrius dubius*, for nest site selection was observed.

BIBLIOGRAFIA

- Cramp S. & Simmons K.E.L. 1983. The birds of the Western Palearctic. Vol. 5 Oxford University Press. Oxford.
- Biondi M. & Pietrelli L. 2003. I *Charadriiformes* nidificanti nel Lazio (2001-02): status, stima popolazioni, trend a breve termine e minacce. XII C.I.O Napoli sett. 2003. Avocetta. 27: 99.
- Bricchetti P. & Fracasso G. 2004. Ornitologia Italiana. 2. Tetraonidae-scolopacidae. Alberto Perdisa Editore, Bologna.
- Defeo O., McLachan A., Schoeman D., Schlacher T., Dugan J., Jones A., Lastra M. & Scapini F. 2009. Threats to sandy beach ecosystems: a review. Estuarine, coastal and shelf science 81: 1-12.
- Guillou J.J. & Debenay J.P. 1988. Les tannes, marais ouvert de la cote senegalaise presentation du milieu et de l'avifaune. Regime alimentaire des limicoles nicheurs et palearctiques. Alauda 56: 92-112.
- Hayes H. & LeCroy M. 1971. Field criteria for determining incubation stage in eggs of the common tern. The Wilson Bulletin 83: 425-429.
- Pietrelli L., Tinelli A., Cannavici A., Biondi M. 2001. Nidificazione di *Charadriidae* a Castelporziano ed interventi di conservazione Uccelli d'Italia. XXVI: 53-57.

- Pietrelli L., Biondi M. & Menegoni P. 2004. Dinamica delle popolazioni di *Charadriiformes* e impatto antropico lungo le coste laziali. Atti dei Convegni Lincei 205: 307-314.
- Page G.W., Stenzel L.E. & Ribic C.A. 1985. Nest site selection and clutch predation in the Snowy Plover. *The Auk* 102: 347-363.
- Scarton F., Scattolin M. & Valle R. 2001. Interventi di pulizia degli arenili e conservazione delle popolazioni nidificanti di Fratino *Charadrius alexandrinus* Linnaeus, 1758 e Fraticello *Sterna albifrons* Pallas, 1764: un esempio nei litorali veneziani. *Boll. Mus. Civ. St. Nat. Venezia Suppl.* 51: 199-201.
- Shultz R. & Stock M. 1993. Kentish Plovers and tourists: competitors on sandy coasts. *Wader Study Group Bulletin* 68: 83-91.
- Valle R., Vettorel M. & D'Este A. 1995. Status and breeding biology of Kentish Plover *Charadrius alexandrinus* along the Northern Adriatic coastline. *Le Gerfaut* 85: 37-40.

LO SMERGO MAGGIORE *Mergus merganser* NIDIFICANTE IN ITALIA: 1996-2008

MARCO ZENATELLO⁽¹⁾, LUCIO BORDIGNON⁽²⁾, NICOLA VENTOLINI⁽³⁾,
PAOLO UTMAR⁽⁴⁾ & ENRICO VIGANÒ⁽⁵⁾

⁽¹⁾ ISPRA – Via Ca' Fornacetta 9 – 40064 Ozzano Emilia (BO) (marco.zenatello@isprambiente.it)

⁽²⁾ Parco naturale del Monte Fenera – Frazione Fenera Annunziata – 13011 Borgosesia (VC)
(lucibordignon@alice.it)

⁽³⁾ C.S.E.E., Dipartimento di Scienze della Vita, Università degli Studi di Trieste – Via Giorgieri 9
34127 Trieste (nicola.ventolini@phd.units.it)

⁽⁴⁾ Largo Mioni 3 – 34137 Trieste (paolo.utmar@libero.it)

⁽⁵⁾ Polizia Provinciale Lecco, Nucleo Faunistico (enriviga@tele2.it)

INTRODUZIONE

L'areale riproduttivo italiano dello Smergo maggiore *Mergus merganser*, nidificante in Italia dal 1996, è al momento ridotto e frammentato. Alcuni nuclei di popolazione fra loro disgiunti si sono insediati in tempi diversi in area alpina e nel Friuli orientale (Bricchetti & Fracasso, 2003; Spagnesi & Serra, 2005). Tali insediamenti hanno ampliato verso Sud l'areale alpino di questa specie, concentrato tra Svizzera occidentale e Baviera (Keller & Gremaud, 2003).

Il presente lavoro sintetizza i dati raccolti entro l'areale riproduttivo noto della specie in Italia.

AREA DI STUDIO E METODI

I dati provengono da censimenti in periodo riproduttivo (Aprile-Agosto degli anni 1996-2008) delle nidiate presenti nelle aree colonizzate da questa specie.

Per gran parte delle nidiate è stata stimata l'età dei pulli, confrontando le loro dimensioni con quelle della femmina e calcolando retroattivamente la data di schiusa (Cordonnier, 1984). Ciascun gruppo di pulli della medesima età, è stato considerato come singola nidiate, indipendentemente dal loro numero e da quello delle femmine che li accompagnavano. In questa specie, i casi di parassitismo intraspecifico (deposizione di più femmine nello stesso nido), risultano frequenti, così come l'unione di nidiate diverse in un'unica crèche (Eriksson & Niittyla, 1985; Mallory & Metz, 1999). Il confronto fra contingenti riproduttivi e svernanti è stato effettuato utilizzando i dati dei censimenti degli uccelli acquatici svernanti (International Waterbird Census, IWC), coordinati a livello nazionale dall'ISPRA (Baccetti et al., 2002).

RISULTATI E DISCUSSIONE

Distribuzione e habitat riproduttivo

Nel settore occidentale (Piemonte e Lombardia) la nidificazione è nota per 3 distinti comprensori lacustri: il lago Maggiore (dal 1998: Bordignon, 1999; Gagliardi et al.,

2007), il lago di Como (dal 2005: Viganò et al., 2006) e il lago d'Iseo (dal 2004: Bordignon et al., in stampa). La decina di siti riproduttivi conosciuti tra Veneto e Friuli-Venezia Giulia, può essere raggruppata in tre aree: (1) F. Brenta-lago del Corlo-F. Piave (dal 1996: Zenatello et al., 1997; Martignago et al., 2005; Ventolini & Zenatello in stampa); (2) Dolomiti bellunesi e friulane (dal 2006: Vettorazzo et al., 2008); (3) Friuli orientale (dal 2002: Felcher & Utmar, 2004).

I siti riproduttivi hanno quote variabili fra i 30 (F. Isonzo, GO) e i 494 m (lago di Ca' Selva, PN) e differiscono per caratteristiche ambientali fra settore occidentale e orientale. In Italia NW tali siti sono situati in laghi di grandi dimensioni; nella porzione orientale dell'areale vengono invece utilizzati laghi medio-piccoli e corsi d'acqua con alternanza di tratti a scorrimento veloce. In gran parte dei siti riproduttivi sono presenti pareti rocciose (anche piccole) in prossimità dell'acqua. Queste ultime, alla luce dei dati disponibili, sembrano rappresentare l'habitat preferito di nidificazione. Sono state effettuate ripetute osservazioni di individui in volo anche ad altezze notevoli davanti a pareti o mentre esploravano cavità nella roccia (cfr. anche Mezavilla & Bettiol, 2007). Lungo il corso dell'Isonzo (GO) una nidificazione è stata accertata in una cava di calcare prossima al fiume (L. Felcher com. pers.), mentre lungo il corso del fiume Brenta è stata utilizzata una cengia di una parete rocciosa (I. Farronato, com. pers.). Nella prima area, così come sul lago Maggiore (Bordignon, 1999) e sul lago di Ca' Selva, è probabile l'uso di edifici abbandonati, come verificato anche in altre realtà geografiche (es. Maumary et al., 2007). La specie sembra adattarsi bene anche alla nidificazione in cassette nido: l'installazione di 2 di esse nel 1997 lungo le sponde del lago del Corlo, è stata seguita da una rapida occupazione, ma solo nei primissimi anni (2 nidificazioni accertate nel 1999 e 2000). Le coppie nidificanti nel lago Maggiore, inizialmente insediate sulla sponda occidentale (Bordignon, 1999), hanno successivamente colonizzato anche quella orientale (Gagliardi et al., 2007); l'area occupata è localizzata entro una porzione di pochi km del terzo superiore del lago. Nel 2003 la prima nidificazione per il Ticino (Svizzera) è stata osservata a Gerra, circa 10 km più a Nord (una coppia con 10 pulli, Volet & Burkhardt, 2003), a suggerire una progressiva occupazione anche della parte settentrionale.

Nella porzione veneta dell'areale i dati suggeriscono un'espansione locale a partire dal lago del Corlo: basso corso del fiume Piave fra Busche (BL) e Segusino (TV) (con certezza nel 2002, forse già dal 1997), fiume Brenta (prov. VI, dal 2004: I. Farronato e oss. pers.) e, più recentemente lago della Senaiga (prov. BL, nel 2008: P. Grotto). A partire dal 2006 singole coppie si sono insediate nelle Dolomiti bellunesi e friulane (lago del Mis nel 2006; fiume Piave all'altezza di Longarone, BL e lago di Ca' Selva, PN nel 2008).

Nel Friuli orientale, le coppie sono insediate nel tratto di Isonzo compreso tra il confine con la Slovenia (nei pressi di Gorizia) e Sagrado (GO). L'area è caratterizzata da sbarramenti a scopo idroelettrico o irriguo, che creano specchi d'acqua, con ghiaie emergenti e rami fluviali intrecciati a corrente più rapida. A valle di Sagrado e fino a Turriaco (GO) il fiume è soggetto ad asciutte estive (talvolta anche in altri periodi

dell'anno); il tratto tra le risorgive a valle di Turriaco e la foce non è stato finora interessato da nidificazioni della specie, anche se si sono osservate discese di femmine con pulli dalle aree a monte nel 2004 e 2008 (verosimilmente grazie ad eventi di piena che avevano favorito il superamento del tratto in asciutta) e presenza di alcuni soggetti estivanti o in muta. Nel 2008 la specie è stata ripetutamente osservata lungo alcuni affluenti dell'Isonzo, pur in assenza di prove certe di nidificazione: T. Natisone tra Manzano e Orsaria (UD), T. Torre a monte della confluenza con l'Isonzo, T. Iudrio, tra Ruttars (GO) e il confine con la Slovenia (Tofful, De Luca, Benfatto-Astore FVG e oss. pers.). Le osservazioni in quest'ultimo sito, torrente di dimensioni e portata estremamente ridotte, testimoniano l'elevato potenziale di espansione dello Smergo maggiore in Italia, che potrebbe agevolmente colonizzare un notevole numero di corpi idrici collinari e montani dell'area compresa tra la Valsugana (VI-TN) e il goriziano (GO).

Popolazione

Nei 13 anni di indagine, la popolazione di Smergo maggiore è aumentata, pur in maniera non costante. Per i primi 7 anni i valori nazionali sono stati inferiori a cinque coppie, aumentando in maniera più decisa dopo il 2002, con un picco relativo nel 2004 e massimo assoluto nel 2008, quando sono state censite 29 coppie (Tab. 1). La crescita (Pearson's $r_{13}=0,915$, $p<0,001$) dipende soprattutto da quella dei nuclei dell'Italia nord-orientale (Veneto e Friuli-Venezia Giulia), dove al momento sono insediate

	Lago Maggiore	Lago di Como	Lago d'Iseo	Brenta-Corlo-Piave	Dolomiti BL e friulane	Friuli orientale	Totale
1996				1			1
1997				(1)			(1)
1998	1(1)			1			2(1)
1999	0			1			1
2000	1			2(1)			3(1)
2001	0			2(1)			2(1)
2002	2			2		1	5
2003	5			3		3	11
2004	1		1	7		3	12
2005	3	1(1)	0	1(2)		2(1)	7(4)
2006	1	0	0	5	2	9	17
2007	1	3	1	10	1	9	25
2008	2	4	0	6(1)	2(2)	8(4)	22(7)
range	0-5	0-4	0-1	1-10	1-4	1-12	1-29

Tab. 1. Dimensioni della popolazione nidificante (numero di covate rinvenute) nei diversi settori di indagine. Fra parentesi è indicato il numero di coppie probabili (osservazioni ripetute di coppie territoriali, la cui nidificazione non è stata confermata dal rinvenimento di pulli).

buona parte delle coppie nidificanti (78-94% negli anni 2006-2008) e che sono in marcato incremento dal 2006. Le coppie della porzione occidentale, pur con andamento crescente, si mantengono invece su valori bassi (1-7 coppie nei medesimi anni). Va rimarcato come i conteggi riproduttivi delle covate (e quindi i valori qui presentati) debbano essere considerati come valore minimo della popolazione effettivamente riproducendosi, in quanto il comportamento schivo della specie in questa fase del ciclo biologico, la mobilità degli individui (nidiate incluse) e la capacità dei pulli di nascondersi temporaneamente in zone coperte da vegetazione per sfuggire il disturbo (es. Marquiss & Duncan, 1994), potrebbero aver determinato una generale sotto-stima in alcuni dei settori indagati.

Biologia riproduttiva

Per buona parte delle covate censite sono disponibili informazioni circa la dimensione e l'età dei pulli (Tab. 2). Le schiuse risultano concentrate nel periodo 5 maggio - 1 giugno (50% dei dati), con estremi tra la fine di marzo e l'inizio di luglio. Sono state complessivamente rinvenute solo sei nidiate (5.6%) composte da un numero di pulli superiore o uguale a 14, valore proposto da Eriksson & Niittylä (1985) per individuare i casi di parassitismo interspecifico. La dimensione delle covate e il periodo di nascita stimata hanno distribuzione normale (K-S test, $p > 0.05$). Non si evidenziano differenze significative di questi parametri fra i quattro siti per i quali sono disponibili dati sufficienti all'analisi (almeno 5 covate: lago Maggiore, lago di Como, Brenta-Corlo-Piave e Isonzo: ANOVA, $F_{3,86} = 0.069$, $p = 0.976$ e $F_{3,97} = 0.762$, $p = 0.518$ rispettivamente). In particolare, la data media di nascita risulta praticamente uguale nei quattro siti, essendo compresa in un intervallo di soli 4 giorni (16-19 maggio).

Svernamento

La popolazione di Smergo maggiore svernante in Italia è sempre stata di entità molto limitata (3 individui nel quinquennio 1991-1995, 26 nel 1996-2000: Baccetti et al., 2002), con escursioni interannuali importanti e una lieve tendenza all'incremento. Dal 2000 la specie ha continuato ad aumentare, grazie soprattutto al consolidamento dei nuclei svernanti sul lago Maggiore, nel complesso di zone umide della provincia di Belluno meridionale e sull'Isonzo. Negli anni recenti (2006-2007), il numero di individui svernanti in Italia ha superato i 70 individui, pur senza ampliare in maniera evidente l'areale di svernamento regolare (archivio ISPRA ined.). I dati dei censi-

	media	d.s.	mediana	range	N
Numero pulli	7,4	3,2	7	1-15	108
Età alla prima osservazione	26,2	18,7	23	1-75	94
Data schiusa (stimata)	18/5	20,7	20/5	30/3-9/7	94

Tab. 2. Dimensione delle nidiate, età dei pulli e periodo stimato di schiusa.

menti IWC 1996-2007 (archivio ISPRA ined.) confermano la regolarità dello svernamento solo nel lago Maggiore, lago di Como, lago del Corlo, F. Piave tra Longarone (BL) e il confine con la provincia di Treviso e F. Isonzo. Il tratto di F. Adige tra Terlano e Caldaro (BZ), che fino ai primi anni 2000 aveva ospitato regolarmente la specie (Baccetti et al., 2002) non è più stato occupato dal 2003.

Il numero di coppie nidificanti risulta positivamente correlato con il numero di soggetti svernanti (1996-2007: $r_{12}=0.804$, $p=0.002$); la forza della relazione aumenta ($r_{12}=0.906$, $p<0.001$) se si considerano i soli individui svernanti entro l'areale riproduttivo, che costituiscono una porzione annualmente crescente ($r_{14}=0.966$, $p<0.001$) degli svernanti nazionali (35-40% negli anni 1996-1997, oltre il 95% nel 2007: archivio ISPRA ined., Baccetti et al., 2002).

CONCLUSIONI

Pur con marcate fluttuazioni interannuali, lo Smergo maggiore si è stabilmente insediato nei siti principali e sta gradualmente ampliando il proprio areale riproduttivo. Gli ambienti preferiti sono laghi e fiumi, anche di piccole dimensioni, spesso (ma non esclusivamente) prossimi a pareti rocciose. Il progressivo incremento della popolazione locale determina l'estensione delle presenze a tutto o gran parte dell'anno, grazie alla sedentarietà di parte delle femmine (cfr. Maumary et al., 2007, Ventolini & Zenatello, in stampa), al ritorno di una parte degli individui nati in loco e al probabile effetto di richiamo di nuovi soggetti in migrazione. Il mantenimento di un regolare livello di monitoraggio in area alpina e prealpina, che includa anche siti idonei per caratteristiche ambientali ma non ancora occupati, è un requisito indispensabile per poter seguire l'evoluzione di questa specie che, alla luce del relativo isolamento biogeografico della popolazione alpina (Hefti-Gautschi et al., 2008) attribuisce anche all'Italia un ruolo importante per la conservazione di questa specie.

Ringraziamenti. Fra i molti che hanno partecipato alle indagini e/o fornito dati inediti, vanno particolarmente ringraziati Gianfranco Alessandria, Marco Bandini, Michele Benfatto, Radames Bionda, Franco Carpegna, Fabio Casale, Paolo Casali, Mauro Cosolo, Mauro Della Toffola, Matteo de Luca, Arturo Gargioni, Luigino Felcher, Eva Giussani, Paolo Grotto, Walter Guenzani, Raffaele Guerriero, Roberto Lardelli, Flavio Marin, Laura Marocchi, Gabriele Piotti, Stefano Pirola, Marco Ranaglia, Fabio Saporetti, Maurizio Sighele, Michele Tofful, Giuseppe Tormen, Andrea Vigano, Marta Villa, Tarcisio Zorzenon.

Summary

The Italian breeding population of the Goosander *Mergus merganser*: 1996-2008
This describes out the development of the Italian breeding population of Goosander and summarises the main breeding parameters collected in 1996-2008. The maximum number of breeding pairs was reached in 2008, with 29 hatched clutches. Mean hatching date (18 May \pm 20.7 days) and clutch size (7.4 \pm 3.2 juvs.) are similar among

the four main breeding areas, which are distributed along a c. 400 Km belt on the Southern edge of the Alps. The colonisation of breeding sites determined a regularisation of wintering birds, which showed an increase since 1996 on.

BIBLIOGRAFIA

- Baccetti N., Dall'Antonia P., Magagnoli P., Melega L., Serra L., Soldatini C. & Zenatello M., 2002. Risultati dei censimenti degli uccelli acquatici svernanti in Italia: distribuzione, stima e trend delle popolazioni nel 1991-2000. Biol. Cons. Fauna 111: 1-240.
- Bordignon L., 1999. Prima nidificazione di Smergo maggiore, *Mergus merganser*, in Piemonte. Riv. ital. Orn. 69: 218-220.
- Bordignon L., Pirola S. & Viganò E. in stampa. La nidificazione dello Smergo maggiore in Lombardia. In: Gottardi G., Perutz A., Saporetti F. (Eds.): Atti Incontri Lombardi di Ornitologia, 14 febbraio 2009, Oasi del Boscaccio (MI).
- Bricchetti P. & Fracasso G., 2003 - Ornitologia italiana, Vol. 1 - Gaviidae Falconidae. Alberto Perdisa Editore, Bologna.
- Felcher L. & Utmar P., 2004. La nidificazione dello Smergo maggiore, *Mergus merganser*, nel Friuli-Venezia Giulia. Riv. ital. Orn. 74: 69-71.
- Gagliardi A., Guenzani W., Preatoni D.G., Saporetti F. & Tosi G. (ed.), 2007. Atlante Ornitologico Georeferenziato della provincia di Varese. Uccelli nidificanti 2003-2005. Prov. di Varese, Museo Insubrico St. Nat. di Induno Olona e Univ. dell'Insubria di Varese.
- Hefti-Gautschi B., Pfunder M., Jenni L., Keller V. & Ellegren H. 2008. Identification of conservation units in the European *Mergus merganser* based on nuclear and mitochondrial DNA markers. Conservation Genetics 10: 87-99.
- Eriksson, K. & Niittylä J., 1985. Breeding performance of the goosander *Mergus merganser* in the archipelago of the Gulf of Finland. Ornis Fenn. 62: 153-157.
- Keller V. & Gremaud J., 2003. Der Brutbestand des Gänsesägers *Mergus merganser* in der Schweiz 1998. Orn. Beob. 100: 227-246.
- Mallory M. & Metz K., 1999. Common Merganser (*Mergus merganser*). In: Poole A. (Ed.) The Birds of North America Online. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca. <http://bna.birds.cornell.edu/bna/species/442>
- Martignago G., Mezzavilla F. & Silveri G., 2005. Nuova area di nidificazione dello Smergo maggiore *Mergus merganser* in Veneto. Natura Vicentina 7: 197-199.
- Maumary L., Vallotton L. & Knaus P., 2007. Les oiseaux de Suisse. Station ornithologique suisse & Nos Oiseaux.
- Mezzavilla F. & Bettiol K. (Eds.), 2007. Nuovo Atlante degli uccelli nidificanti in provincia di Treviso (2003-2006). Grafiche Italprint, Treviso.
- Spagnesi M. & Serra L. 2005. Iconografia degli uccelli d'Italia, Vol. 1. Tipolitografia F.G., Modena.
- Ventolini N. & Zenatello M. in stampa. Fenologia di presenza dello Smergo maggiore (*Mergus merganser*) in provincia di Belluno. Atti II Convegno Gruppo Natura Bellunese, Belluno.
- Vettorazzo E., Cassol M. & Tormen G., 2008. Nidificazione di Smergo maggiore *Mergus merganser* nel Parco Nazionale Dolomiti Bellunesi (Anseriformes: Anatidae). Boll. Mus. Civ. St. Nat. Venezia Suppl. 58: 162-164.
- Viganò E., Ornaghi F. & Pasquariello G., 2006. Prima nidificazione di Smergo maggiore *Mergus merganser* in Lombardia. Picus 32: 115-116.
- Volet B. & Burkhardt M., 2003. Übersicht über das Brutgeschehen und andere ornithologische Ereignisse 2003 in der Schweiz. Orn. Beob. 101: 281-294
- Zenatello M., Basso S., S. Rasi & Tormen G., 1997. Prima nidificazione di Smergo maggiore *Mergus merganser* in Italia. Riv. Ital. Orn. 66: 207-210.

Workshop
CAMBIAMENTI STORICI
DELL'ORNITOFAUNA ITALIANA

POSTER



LA MORETTA *Aythya fuligula* IN TRENTINO: EVOLUZIONE DI UNA POPOLAZIONE DAI PRIMI CASI DI SVERNAMENTO ALL'INSEDIAMENTO COME NIDIFICANTE

ALBERTO BERTOCCHI⁽¹⁾, FRANCO RIZZOLLI⁽¹⁾, PAOLO PEDRINI⁽¹⁾ & CLAUDIO TORBOLI⁽²⁾

⁽¹⁾ Museo Tridentino di Scienze Naturali, Sezione Zoologia dei Vertebrati
Via Calepina, 14 – 38122 Trento (pedrini@mtsn.tn.it)

⁽²⁾ ALBATROS srl – Strada della Valsugana, 65/a – 38122 Trento
(info@albatros.tn.it)

Lo svernamento della Moretta *Aythya fuligula* nei laghi del Trentino è stato rilevato per la prima volta negli anni '80 nell'ambito di monitoraggi per l'Atlante degli Uccelli nidificanti e svernanti (Pedrini et al., 2005) e da allora seguito con censimenti stagionali dell'avifauna acquatica nei biotopi del Trentino e nel corso dei conteggi invernali IWC (cfr. Bertocchi et al., presente convegno). Dopo la prima nidificazione (1996), la presenza estiva è stata monitorata dal 2000 con cadenza settimanale (da maggio a settembre), permettendo così di documentare la riproduzione di questa specie, che oggi in Trentino si può considerare nidificante regolare ma localizzata.

La presenza invernale di questa anatra tuffatrice è aumentata a partire dai primi casi di presenza risalenti agli anni '80 fino agli oltre 700 individui presenti nel gennaio 2006 e 2009 (Fig. 1). Computando gli anni dal 2000 al 2009, a metà gennaio il 95% della popolazione risulta essere concentrata in tre laghi di fondovalle (Lago di Caldonazzo, Lago di Levico e nella parte trentina del Lago di Garda). Tali abbondanze sono verosimilmente associate alla presenza in questi bacini del mollusco bivalve *Dreissena polymorpha* che in ambienti simili, come i grandi laghi svizzeri, rappresenta per questa specie la principale fonte alimentare durante l'inverno (Miquet, 1996; Pedroli, 1981). Ad avvalorare questa ipotesi è da citare l'aumento degli individui presenti nel Lago di Levico a partire dal 2000, anno in cui questo mollusco vi si è insediato in forma invasiva (Dalfreddo & Maiolini, 2004).

Le prime presenze estive sono state registrate a partire dagli anni '90 (Pedrini et al., 2005) e aumentate, contemporaneamente all'insediamento di alcune coppie nidificanti, fino alle attuali 200 nel luglio 2009 (Fig. 1). Considerando gli anni 2000-2009, nel mese di luglio il 90% degli adulti era localizzato nei laghi di Toblino e S. Masenza dove presumibilmente effettuavano la muta. Questi due laghi costituiscono un'unica zona umida, essendo collegati tra loro, e si caratterizzano per la presenza di acque molto fredde provenienti da una centrale idroelettrica che causano variazioni giornaliere del livello dell'acqua oltre che per l'assenza della *Dreissena polymorpha*. Le sponde di questi bacini sono in gran parte naturali con canneti relativamente poco estesi, che in alcune anse assumono la forma di aggallati costituiti da un groviglio di radici di *Phragmites australis* sui quali vegetano altre specie erbacee e arbustive.

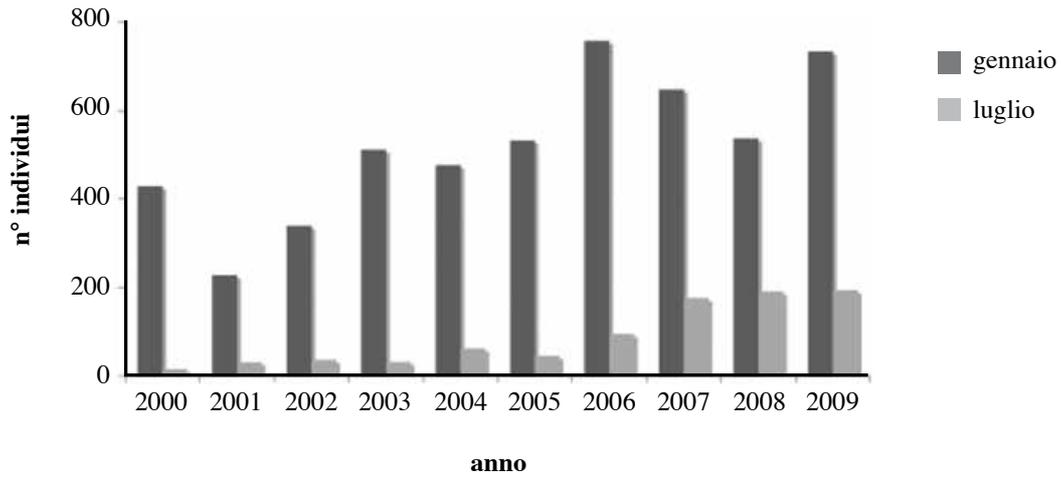


Fig. 1. Numero di individui di Moretta presenti in Trentino a metà gennaio e metà luglio nel periodo 2000-2009.

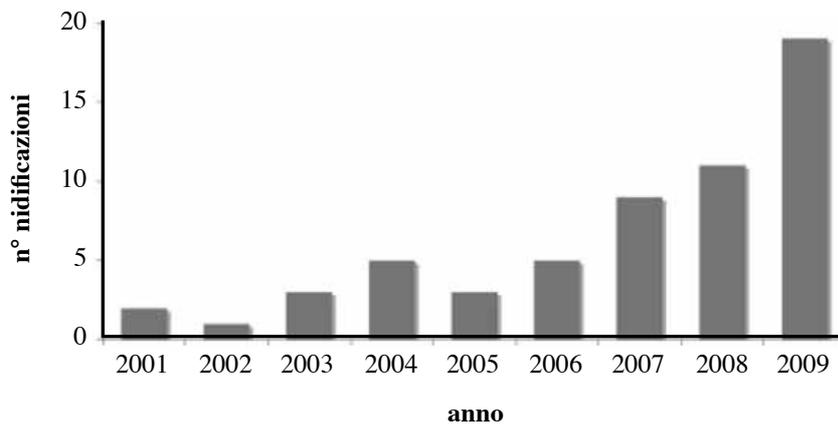


Fig. 2. Nidificazioni accertate in Trentino, nei laghi di Toblino e S. Massenza, durante le stagioni riproduttive del periodo 2001-2009.

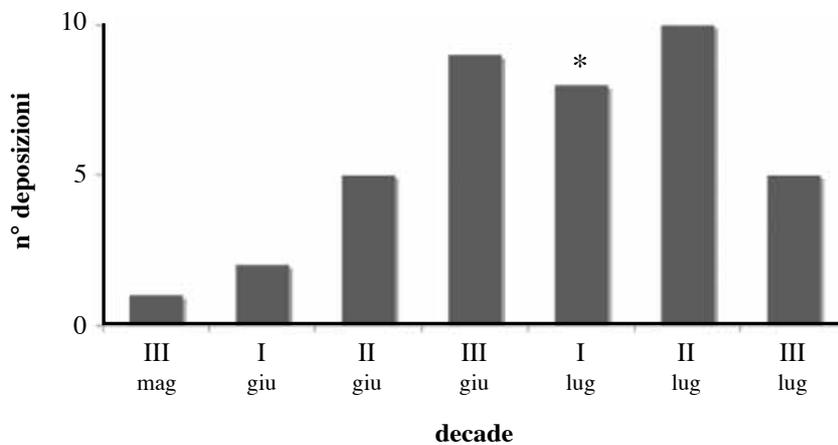


Fig. 3. Numero di deposizioni per decade su un campione di 40 riproduzioni controllate. * = mediana.

La nidificazione della Moretta in Trentino si è verificata nella stessa zona umida (laghi di Toblino e S. Massenza) dove dall'estate del 2001 a quella del 2009 sono state documentate 58 nidificazioni (Fig. 2). Il monitoraggio intensivo dei due laghi ha permesso di raccogliere alcune prime informazioni sulla biologia riproduttiva della specie. Su un campione di 40 riproduzioni controllate dai primi giorni dopo la schiusa, la deposizione si è verificata in un periodo compreso tra la terza decade di maggio e la terza decade di luglio (Fig. 3); il numero di giovani per femmina che ha raggiunto l'età dell'involto (45-50 giorni; Cramp & Simmons, 1977) era in media di 3,1. Su 5 nidi controllati la dimensione media della covata è risultata di 7,6 uova per nido. In tutti 5 i casi, il nido è stato costruito su isole galleggianti di *Phragmites australis*.

Ringraziamenti. Si desidera ringraziare: Luigi Marchesi, Osvaldo Negra, Francesca Rossi e Michele Segata per il loro contributo alla ricerca; Giuseppe Speranza e Giorgio Deflorian per i dati forniti. L'Ufficio Rete Natura 2000 della PAT per il supporto logistico e organizzativo.

Summary

Tufted Duck *Aythya fuligula* in Trentino: the evolution of a population from the first wintering cases to breeding

In Trentino, eastern Alps, the first wintering Tufted ducks were recorded in the '80s. Subsequently the wintering population grew-up till over 700 individuals recorded in 2009, mainly concentrated at three sites. The presence of the Tufted ducks in these areas could be correlated to the presence of the bivalve *Dreissena polymorpha* that is an important feeding resource for this bird in other alpine lakes. The summer population also grew-up beginning in the '90s, till around 200 adult ducks that were recorded in 2009. An overall total of 58 breeding pairs were recorded since 2001, when two pairs of this species begun to breed in two lakes, until the 19 pairs that bred in 2009.

BIBLIOGRAFIA

- Cramp S. & Simmons K.E.L., 1977. The Birds of the Western Palearctic, Oxford Univ. Press, Oxford, Vol. I: 577-586.
- Dalfreddo C. & Maiolini B., 2004. Il popolamento malacologico di alcuni laghi trentini a confronto 70 anni dopo. Studi Trent. Sci. Nat., Acta Biol. 80 (2003): 175-177.
- Miquet A., 1996. Régime alimentaire des fuligules hivernant sur le Léman français. Nos Oiseaux, 43 (1996): 513-515.
- Pedrini P., Caldonazzi M. & Zanghellini S. (a cura di), 2005. Atlante degli uccelli nidificanti e svernanti in in provincia di Trento. Studi Trent. Sci. Nat., Acta Biol. 80 (2003) suppl. 2: 56-57.
- Pedroli J. C., 1981. Le régime alimentaire des oiseaux aquatiques hivernants se nourrissant de Moules zébrées. Nos Oiseaux, 36 (1981): 143-150.

IL FORAPAGLIE COMUNE *Acrocephalus schoenobaenus* NELLE VALLI DEL MINCIO (MANTOVA): ANALISI STORICA E ATTUALE DELLA POPOLAZIONE NIDIFICANTE

NUNZIO GRATTINI

Via Piero Gobetti, 29 – 46020 Pegognaga, Mantova

In Italia il Forapaglie comune *Acrocephalus schoenobaenus* è specie migratrice regolare e nidificante; si è drasticamente ridotta negli ultimi 25 anni, passando dalle 30-100 coppie stimate a metà anni '80 del secolo scorso, alle 26-34 coppie del periodo 1994-2004. Sino al 2006 le Valli del Mincio costituivano l'unica località stabilmente occupata negli ultimi decenni, anche se le 3-5 coppie rilevate nel periodo 2003-06 rappresentano una piccola frazione della popolazione censita a metà anni '80 (15-25 coppie). Questa popolazione era già in calo da circa un decennio, e probabilmente doveva essere almeno il doppio negli anni 1960-'70, prima che l'area fosse interessata da bonifiche a favore delle colture cerealicole e della pioppicoltura (Meschini e Frugis, 1993). Nel 2007-08 la specie è scomparsa come nidificante nelle Valli. Il presente lavoro, pur riferendosi ad un'area situata ai margini dell'areale europeo di nidificazione, mette in relazione il progressivo declino della specie sia con la costante riduzione delle superfici a cariceto-molinieto (240 ha attuali, più di 400 ha nel 1950), ma anche con l'impoverimento idrico ed il conseguente interrimento di vaste aree a partire dagli anni 1960-'70, dovuto ai processi evolutivi della vegetazione palustre.

La Riserva "Valli del Mincio" ha un'estensione di 1081.68 ha, è Zona Umida di Importanza Internazionale come habitat per gli uccelli acquatici ai sensi della Convenzione di Ramsar (1971). Tra gli habitat di maggiore interesse naturalistico presenti nella Riserva si segnalano i seguenti: fragmiteto (associazione vegetazionale *Phragmitetum australis*) che occupa una superficie di 430 ha; molinieto (*Selino-Molinietum caerulae*): presenta un'estensione di circa 114 ha; cariceto (comprendente diverse associazioni e subassociazioni tra cui *Caricetum elatae*, *Caricetum elatae-Juncetosum subnodulosi*, *Galio palustris-Caricetum ripariae*) per circa 125 ha. L'estensione di prati umidi e cariceti più o meno puri ed ancora coltivati assomma a circa 240 ha. Dal 2003 al 2008 da metà maggio a metà luglio sono state effettuate 31 uscite individuando una serie di percorsi fissi lungo i quali sono stati effettuati a intervalli di 100-150 m, una serie di punti di ascolto di durata variabile compresa tra 10 e 30 minuti. I dati pregressi relativi agli anni 1960-'90 sono tratti da (Meschini & Frugis, 1993; P. Bricchetti e C. Dicapi, com. pers.). I dati relativi alla sola presenza della specie nelle Valli alla fine dell'800 sono tratti dal Paglia (1879). Le prime informazioni storiche sul Forapaglie comune nel mantovano risalgono alla fine dell'800 dove il Paglia (1879), cita la specie presente da aprile ad ottobre. Solo alla

fine degli anni '60 del secolo scorso dopo un vuoto per mancanza di indagini di quasi un secolo venne stimata per la prima volta la popolazione nidificante nelle Valli che risultò di circa 40 coppie (P. Bricchetti, com. pers.). Tale popolazione subì drasticamente un tracollo passando a 30 coppie a metà anni '70, a 20 a metà anni '80, a 10 a inizio anni '90 e a 3-5 coppie nel periodo 2003-06 (Meschini & Frugis, 1993; Bricchetti et al., 2005; oss. pers.). Le 3-5 coppie nidificanti nel 2003-06 sono state localizzate e concentrate in una porzione di 30 ha circa a *Selino-Molinietum caeruleae* con suolo allagato a differenza delle altre aree a molinieto con suolo prevalente secco dove non sono stati osservati individui. Dal 2007 la specie è scomparsa come nidificante nelle Valli.

Il Forapaglie comune è parecchio diminuito nelle Valli del Mincio negli ultimi 40 anni, passando dalle circa 40 coppie stimate alla fine del 1960, alle 20 coppie negli anni '80, alle 3-5 coppie nel periodo 2003-06, sino alla scomparsa come nidificante nel 2007-08. I dati raccolti evidenziano una situazione disastrosa, considerando che tale popolazione rappresentava sino agli anni '80 la quasi totalità della popolazione nazionale nidificante. Il rapido declino della specie nelle Valli è probabilmente dovuto alla trasformazione delle superfici a cariceto e molinieto (più di 400 ha nel 1950 e 240 ha attuali) in piantagioni di pioppi ibridi e prati da sfalcio avvenute negli anni 1960-'80; altri probabili fattori sfavorevoli sono stati un generale impoverimento idrico negli ultimi decenni e il progressivo interrimento dovuto ai naturali processi evolutivi della vegetazione palustre. Nelle Valli infatti, la gestione dei livelli è da considerarsi il fattore più critico. Dalla recente analisi del progetto "Da agenda 21 ad azione 21" è emerso che, pur non esistendo una tendenza statistica significativa nei dati di portata misurati agli idrometri di Goito e di Mantova, negli ultimi anni si sono susseguite delle crisi idriche dovute alle esigue portate rilasciate dal Lago di Garda. Il monitoraggio realizzato dal Dipartimento di Scienze Ambientali dell'Università di Parma durante l'estate del 2007 ha dimostrato che in riscontro di portate inferiori ai 10 m³/sec il sistema delle Valli e dei Laghi di Mantova tende verso condizioni di distrofia, con tenori di ossigeno molto bassi in tutta la colonna d'acqua. Il tema emerso nel corso del progetto verifica il ridotto idrodinamismo delle Valli, causato (oltre che da portate insufficienti) da carenze di manutenzione dei canali, dove la mancata asportazione delle biomasse di *Phragmites australis* e il conseguente accumulo contribuisce all'interrimento, ma anche da azioni di bonifica: fra queste, ad es., l'ampliamento della Fossa Gianesi, posta all'estremità meridionale della Valle Bertavello, che da un lato ha determinato il drenaggio dei terreni posti immediatamente a monte, che ospitano ampi prati igrofilo a *Molinia cerulea*.

Proposte gestionali. Allo scopo di tutelare questo habitat, e le specie di interesse faunistico legate ad esso, sarebbe utile; gestire correttamente i livelli idrici per evitare l'evoluzione della vegetazione verso associazioni vegetazionali meno igrofile; intervenire con attività di gestione della vegetazione, che deve essere periodicamente sfalciata a rotazione (possibilmente in inverno) per evitare l'accumulo di materiale

vegetale che comporterebbe un ulteriore interrimento; ridurre l'uso di fertilizzanti e utilizzare acque con pochi nutrienti trattandosi di prati oligotrofici. Al fine di verificare l'efficacia degli interventi gestionali occorre procedere ad una campagna di innellamento a scopo scientifico nei periodi migratori per comprendere meglio l'entità del passaggio della specie e la gestione dell'area in tali periodi.

Ringraziamenti. Ringrazio quanti hanno contribuito a questa indagine: Daniele Longhi, Fausta Lui, Simone Massari e Andrea Truzzi. Pierandrea Brichetti e Carlo Dicapi per le informazioni pregresse e sul materiale fotografico fornito.

Summary

The Sedge Warbler *Acrocephalus schoenobaenus* in the Mincio Valleys (Mantua, NE Italy): breeding population, past and present

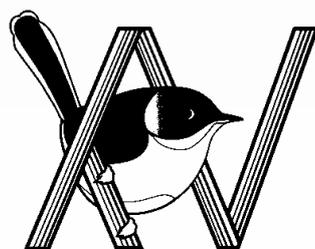
In Italy the Sedge Warbler *Acrocephalus schoenobaenus* is a regular migratory and breeding species. In the past 25 years it decreased dramatically, from 30-100 pairs in the mid '80s, to 26-34 pairs in the period 1994-2004. Until 2006, the Mincio Valleys were the only permanently occupied site in the past few decades, although the 3-5 pairs present in 2003-2006 are but a small fraction of those present in the '80s, i.e., about 15-25 pairs. There were probably twice as many in the years 1960s-'70s, before in the area much land was reclaimed to increase grain and poplar farming (Brichetti, 1993). In 2007-'08 the species did not breed in the Valleys. The present study suggests a relationship between the constant decline of the species and the decrease in sedge habitat (240 hectares at present, vs. more than 400 hectares in the 1950's). Also relevant is the water shortage and the consequent filling in of vast areas since the 1960-'70.

BIBLIOGRAFIA

- Meschini E. & Frugis S. (Eds), 1993. Atlante degli uccelli nidificanti in Italia. Suppl. Ric. Biol. Selvaggina, vol XX.
- Brichetti P., Grattini N., Lui F., 2005. Distribuzione e consistenza delle popolazioni nidificanti di Forapaglie comune *Acrocephalus schoenobaenus* in Italia. Avocetta 29: 19-26.
- Paglia E., 1879. Saggio di Studi naturali sul territorio mantovano, Mantova. Guastalla Tipografo-Editore. 507 pp.

Workshop
IL MONITORAGGIO DELLA RETE
NATURA 2000

COMUNICAZIONI



ANALISI DELLE ZPS DEL LAZIO: SPECIE DI INTERESSE COMUNITARIO E SITI A “PRIORITÀ DI MONITORAGGIO”

ENRICO CALVARIO⁽¹⁾, STEFANO SARROCCO⁽²⁾ & MASSIMO BRUNELLI⁽³⁾

⁽¹⁾ *Lynx Natura e Ambiente s.r.l. (lynx@fastwebnet.it)*

⁽²⁾ *Agenzia Regionale per i Parchi del Lazio (sarrocco.arp@parchilazio.it)*

⁽³⁾ *Stazione Romana Osservazione Protezione Uccelli (mss.brunelli@tin.it)*

INTRODUZIONE

Nel Lazio dopo l'aggiornamento degli allegati della Direttiva Uccelli a seguito dell'allargamento dell'UE a 27 Paesi, avvenuto nel 2003, sono presenti, con varie fenologie, 121 specie di allegato I; di queste, 33 sono nidificanti in modo stabile, 6 sono presenti con popolazioni molto ridotte o con singole coppie nidificanti in modo irregolare, 82 sono presenti, più o meno regolarmente o in modo accidentale, principalmente in periodo di migrazione e/o di svernamento (Calvario et al., 2008)

Nel presente lavoro facendo riferimento al recente studio sulla valutazione dello stato di conservazione dell'avifauna italiana (Gustin et al., 2009) e ad alcuni parametri in esso utilizzati (ad es. “Valore di Riferimento Favorevole”) e ad altri, riadattati a livello regionale, vengono definite le specie e le ZPS da sottoporre prioritariamente a monitoraggio nel Lazio.

Nel 2005, il Comitato Habitat ha definito le linee guida per monitorare lo stato di conservazione delle specie e degli habitat tutelati dalla Direttiva Habitat (43/92/CEE), al fine di ottemperare agli obblighi dettati dall'Art. 17 della stessa Direttiva. Le linee guida chiedevano agli Stati membri di fornire una valutazione dello stato di conservazione delle specie e degli habitat, un'indicazione delle tendenze demografiche e un'indicazione del “*Favourable Reference Value*” (da qui FRV), o “*Valore di Riferimento Favorevole*”. La LIPU su incarico del Ministero dell'Ambiente nel 2009, sebbene la Direttiva Uccelli (409/79/CEE) non prevedesse esplicitamente per gli uccelli l'obbligo della definizione dello “stato di conservazione” e del “valore di riferimento favorevole”, ha effettuato un'analogha valutazione per le specie di interesse comunitario presenti in Italia, predisponendo un corposo Rapporto Tecnico (Gustin et al., 2009) nel quale sono state sintetizzate le migliori informazioni scientifiche al momento disponibili in relazione a diversi parametri, tra cui: stima complessiva delle popolazioni italiane e stima suddivisa per Regione Biogeografia, andamento delle popolazioni (Trend), stato di conservazione e Valore Favorevole di Riferimento (FRV).

Sebbene concepito e sviluppato a scala nazionale, il lavoro offre spunti e suggerimenti utili per valutazioni e considerazioni a scala regionale. Infatti i valori forniti di FRV possono essere utilizzati per valutare l'importanza di una popolazione regionale al conseguimento dell'obiettivo di conservazione a lungo termine così come lo

stato di conservazione a scala nazionale offre indicazioni per stabilire priorità a livello regionale.

METODI

Nel presente lavoro, di carattere preliminare, abbiamo considerato le sole specie “regolarmente nidificanti” nel Lazio ed abbiamo analizzato i seguenti parametri:

- A. Livello di minaccia secondo quanto riportato nella Lista Rossa Nazionale (LIPU & WWF, 1999);
- B. Popolazione nidificante nel Lazio espressa in coppie (n. min - n. max) (Brunelli et al., in stampa)
- C. Valore Favorevole di Riferimento (Gustin *et al.*, 2009);
- D. % popolazione nidificante nel Lazio rispetto alla popolazione nidificante in Italia (% min e max);
- E. % popolazione nidificante nel Lazio rispetto alla popolazione nidificante nella Regione Biogeografica di appartenenza della specie (% minima e massima) (Gustin et al., 2009);
- F. Stato di Conservazione Nazionale (Gustin et al., 2009);
- G. Numero di segnalazioni all’interno di ZPS
- H. Numero di segnalazioni all’esterno di ZPS
- I. Numero di segnalazioni totali
- L. % di segnalazioni all’esterno delle ZPS

RISULTATI

Analisi per specie

Per 15 specie il Lazio sembra rivestire un ruolo importante per la conservazione; infatti i valori in percentuale della popolazione nidificante sono maggiori od uguali al 5% della popolazione complessivamente nidificante in Italia o di quella nidificante nella Regione Biogeografica di appartenenza (Mediterranea e/o Alpina) e, in alcuni casi, superano significativamente tale soglia (Tab. 1).

Analizzando i dati per tipologia ambientale di nidificazione, si evidenziano tre principali “guild” di specie il cui stato di conservazione a livello nazionale è considerato “Cattivo” o “Inadeguato” e per le quali il Lazio sembra avere “grande responsabilità”, in termini di popolazioni nidificanti, con valori che superano il 5%.

Specie Forestali: Nibbio bruno *Milvus migrans*, Biancone *Circaetus gallicus*, Picchio dalmatino *Dendrocopos leucotos*, Balia dal collare *Ficedula albicollis*, a cui si aggiunge il Falco pecchiaiolo *Pernis apivorus* che però è considerato in uno stato favorevole di conservazione (F) a livello nazionale, anche se la Lista Rossa Nazionale lo riporta come *Vulnerable* (VU). Particolarmente significativa la percentuale di popolazione di Picchio dalmatino e Biancone nidificante nel Lazio, in riferimento alla Regione Biogeografica di appartenenza, pari rispettivamente al 25% e al 50%.

Specie di ambienti aperti: Albanella minore *Circus pygargus*, Occhione *Burhinus oedicephalus*, Ghiandaia marina *Coracias garrulus*, Averla piccola *Lanius collurio*,

SPECIE	A	B	C	D	E	F	G	H	I	L
Berta maggiore	VU	220-345	non calcolato	1,38-1,92	1,47-1,92	C	10	0	10	0,0
Berta minore	VU	32-110	non calcolato	0,50-0,79	0,46-0,79	C	8	0	8	0,0
Marangone dal ciuffo	LR	2-5	75-80	0,13-0,23	0,13-0,23	I	5	0	5	0,0
Tarabusino	LR	68-100	non calcolato	5,23-4,35	22,67-33,33	C	9	31	40	77,5
Nitticora	-	120-145	non calcolato	0,88-1,04	3,22-3,89	F	8	4	12	33,3
Garzetta	-	14-45	non calcolato	0,09-0,28	0,27-0,86	F	3	1	4	25,0
Airone rosso	LR	6-10	non calcolato	0,33-0,50	2,01-3,34	I	4	1	5	20,0
Falco pecchiaiolo	VU	160-210	non calcolato	26,67-21,00	160,00-105,00	F	131	141	272	51,8
Nibbio bruno	VU	80-109	700	11,43-9,08	18,39-17,75	I	171	158	329	48,0
Nibbio reale	EN	7-10	670	2,39-2,50	2,39-2,50	C	42	7	49	14,3
Grifone	EN	10-14	non calcolato	20,00-28,00	20,00-28,00	C	2	0	2	0,0
Biancone	EN	50-75	non calcolato	8,93-13,39	50,00-37,50	I	71	75	146	51,4
Albanella minore	VU	20-25	300	7,69-6,58	30,77-20,00	I	13	35	48	72,9
Aquila reale	VU	8	170	1,60-1,48	14,55-12,70	I	18	2	20	10,0
Lanario	EN	5-7	265	3,57-4,07	3,57-4,07	C	7	8	15	53,3
Falco pellegrino	VU	92-106	350	11,14-10,11	17,26-19,81	F	152	110	262	42,0
Coturnice	VU	200-300	non calcolato	2,00-1,50	4,00-3,75	C	28	14	42	33,3
Occhione	EN	50-70	non calcolato	5,00-5,83	5,56-7,78	C	6	8	14	57,1
Fratino	LR	12-20	500	0,92-1,00	1,20-1,33	C	1	11	12	91,7
Succiacapre	LR	?	non calcolato	?	?	C	37	79	116	68,1
Martin pescatore	LR	100	1cp/Km-1cp/10 ha	1,67-0,63	4,90-2,50	I	19	63	82	76,8
Ghiandaia marina	EN	70	non calcolato	23,33-14,00	25,00-25,00	I	35	23	58	39,7
Picchio dalmatino	EN	60-80	non calcolato	25,00-22,86	25,00-22,86	I	17	11	28	39,3
Calandra	LR	200-300	10 cp/kmq (<i>lc</i>); 6 cp /10 ha (<i>ll</i>)	3,33-2,50	3,33-2,50	C	7	52	59	88,1
Calandrella	-	0,9-9,5 cp/ 10 ha	20 cp/kmq (<i>lc</i>); 10 cp /10 ha (<i>ll</i>)	?	?	C	4	37	41	90,2
Tottavilla	-	0,14 cp/ 10 ha	10 cp/kmq (<i>lc</i>); 3 cp/10 ha (<i>ll</i>)	?	?	I	95	107	202	53,0
Calandro	-	0,1-3,3 cp/ 10 ha	10 cp/kmq (<i>lc</i>); 2-3 cp /ha (<i>ll</i>)	?	?	C	97	79	176	44,9
Magnanina	-	?	50 cp/kmq (<i>lc</i>); 13-20 cp /10 ha (<i>ll</i>)	?	?	I	3	2	5	40,0
Balia dal collare	LR	1000-7000	3.000	100,00-233,33	125,00-259,26	C	28	9	37	24,3
Averla piccola	-	5000-10000	1-5 coppie/kmq (<i>lc</i>); 0,5 cp/10 ha (<i>ll, am</i>); 5cp/10 ha (<i>aa</i>); 10 cp/10 ha (<i>ei</i>)	16,66-20,00	20,00-16,66	C	244	320	564	56,7
Averla cenerina	EN	50-100	non calcolato	5,00-4,00	7,14-7,50	C	17	17	34	50,0
Gracchio corallino	EN	65	8.000	6,19-4,33	4,33-3,25	C	47	6	53	11,3
Ortolano	LR	?	10 cp/kmq (<i>lc</i>); 8 cp/10 ha (<i>ll</i>)	?	?	C	22	13	35	37,1
Totale							1361	1424	2785	51,1

Tab. 1. Elenco delle specie di interesse comunitario regolarmente nidificanti nelle ZPS del Lazio. In neretto sono riportate le specie la cui popolazione laziale è > = al 5% della popolazione nazionale o della Regione Biogeografica di riferimento: sono specie per la cui conservazione il Lazio ha una forte responsabilità. Per la legenda vedere "Metodi". *lc*: a livello di comprensorio. *ll*: a livello locale. *aa*: ambienti aperti. *am*: ambienti a mosaico. *ei*: aree ad elevata idoneità.

Averla cenerina *Lanius minor*. Tra queste vengono raggiunti valori particolarmente elevati dalla Ghiandaia marina e dall'Albanella minore con soglie che superano il 20%. Sono tutte specie in "Cattivo" stato di conservazione, ad eccezione della Ghiandaia marina il cui stato di conservazione è considerato "Inadeguato" e minacciate di estinzione a livello nazionale secondo la Lista Rossa (LIPU & WWF, 1999). **Specie rupicole:** Grifone *Gyps fulvus*, Aquila reale *Aquila chrysaetos*, Gracchio corallino *Pyrhocorax pyrrhocorax* a cui si aggiunge il Falco pellegrino *Falco peregrinus* che però è considerato in uno stato favorevole di conservazione (F) a livello nazionale, anche se la Lista Rossa Nazionale lo riporta come *Vulnerable* (VU). Particolarmente significativa la percentuale di popolazione di Grifone nidificante nel Lazio, compresa tra il 20 ed il 28 % di quella nidificante in Italia, anche se la presenza nella nostra Regione è da attribuirsi ad un progetto di reintroduzione.

Discorso a parte merita il Lanario *Falco biarmicus* che, seppure presente in modo scarso, è specie comunque meritevole di particolare attenzione in quanto oggetto di un Piano d'azione nazionale per la sua conservazione (Andreotti & Leonardi, 2007). Tra le specie non inserite in alcuna "guild" appare estremamente significativa anche la percentuale di popolazione di Tarabusino *Ixobrychus minutus* sia rispetto alla popolazione nazionale (5,23%) sia rispetto alla popolazione nidificante nella Regione Biogeografica di riferimento (dal 22,67% al 33,33%).

Per alcune specie in "Cattivo" o "Inadeguato" stato di conservazione a livello nazionale si hanno scarse informazioni a livello regionale: sono disponibili dati di distribuzione e dati di densità per alcune aree campione, ma non stime soddisfacenti della popolazione complessivamente nidificante; è questo il caso di Calandrella, Tottavilla, Calandro, Succiacapre, Calandra e Martin pescatore.

Analisi per aree

Le 41 ZPS presenti nel Lazio (39 regionali + 2 interregionali), interessano una superficie complessiva di 421.097 ha, di cui 392.427 ha terrestri, pari al 22,80% della superficie regionale ed afferiscono a 10 delle 13 tipologie ambientali individuate dal DM del 17 ottobre 2007, precedentemente citato.

Analizzando i dati raccolti nell'ambito del nuovo progetto atlante regionale (PAUNIL, Brunelli et al., in stampa), in riferimento alla localizzazione delle presenze delle specie di interesse comunitario regolarmente nidificanti, all'interno o all'esterno delle ZPS del Lazio, emerge che su 2.785 segnalazioni ben 1.361 (51,1%) ricadono all'esterno di ZPS. Ciò in primo luogo evidenzia la necessità di attivare azioni di monitoraggio sulle specie di interesse comunitario su tutto il territorio regionale. Inoltre questo risultato sottolinea che solo circa il 50% delle popolazioni di specie di interesse comunitario possono trarre beneficio dalle specifiche misure di conservazione vigenti per le ZPS del Lazio, secondo quanto previsto dalla DGR 928/2008 e successive modifiche "Misure minime di conservazione da applicarsi nelle Zone di Protezione Speciale".

Analizzando i dati per le stesse "guild" di specie precedentemente considerate, per

le quali il Lazio assume particolare rilevanza, emerge con chiarezza che sono le specie tipiche degli ambienti aperti quelle per le quali l'attuale assetto delle ZPS sembra meno garantire un'efficace conservazione: si passa infatti dal 50,0% di segnalazioni esterne a ZPS nel caso dell'Averla cenerina al 72,9% nel caso dell'Albanella minore, per giungere all'88,1% e al 90,2% nel caso di Calandra e Calandrella.

Per quanto riguarda invece la "guild" di specie forestali, l'attuale assetto delle ZPS sembra meglio garantirne la conservazione: si va dal 25,0% di segnalazioni esterne a ZPS nel caso della Balia dal collare, al 39,3% del Picchio dalmatino, al 48,0% del Nibbio bruno., al 51,4% del Biancone. Infine la "guild" delle specie rupicole è quella che risulta maggiormente tutelata: le segnalazioni di Grifone sono infatti totalmente ricomprese all'interno di ZPS, per l'Aquila reale ed il Gracchio corallino solo il 10,0% e l'11,3% delle segnalazioni sono esterne a ZPS.

Molto problematica appare la situazione del Fratino per il quale la quasi totalità delle segnalazioni è esterna a ZPS ed anche Martin pescatore (76,8% esterne a ZPS) e Tarabusino (77,5% esterne a ZPS) sembrano complessivamente poco tutelati dall'attuale assetto delle ZPS.

Analizzando i dati PAUNIL relativi alle segnalazioni delle specie di interesse comunitario per le quali il Lazio ospita percentuali significative di popolazioni in riferimento alla localizzazione all'interno di specifiche ZPS, emerge quanto segue:

La ZPS "Comprensorio Tolfetano-Cerite-Manziate" è quella che assume il numero di segnalazioni maggiori di specie "forestali" e di "ambienti aperti". Per le specie forestali sembrano poi avere particolare rilevanza le ZPS "Castel Porziano (Tenuta Presidenziale)", "Monti Simbruini-Ernici", "Monti Ausoni-Aurunci" e "Monti Lepini".

Anche per il "guild" di specie degli ambienti aperti le ZPS "Monti Simbruini-Ernici", "Monti Ausoni-Aurunci" e "Monti Lepini", sembrano rivestire un ruolo rilevante, seguite dalla ZPS "Castel Porziano (Tenuta Presidenziale)" e dalla ZPS "Parco Nazionale Gran Sasso Monti della Laga". Per quanto riguarda invece il "guild" di specie rupicole il risultato dell'analisi appare fortemente influenzato dai dati relativi al Falco pellegrino; in questo caso il sito con il maggior numero di segnalazioni è la ZPS "Isole di Ponza, Zannone, Ventotene e S.Stefano", seguita da "Monti Ausoni-Aurunci", "Monti Simbruini-Ernici" e "Monti Lepini".

L'analisi della Banca Dati Natura 2000 della Regione Lazio ha evidenziato l'urgente necessità di un suo aggiornamento con i dati, opportunamente valicati, provenienti da PAUNIL e dagli studi dei Piani di Gestione delle ZPS, laddove esistenti.

CONCLUSIONI

L'analisi, anche se di carattere preliminare, ha permesso di evidenziare l'importante ruolo rivestito dal Lazio per la conservazione di 15 specie di interesse comunitario di cui alcune in cattivo e/o inadeguato stato di conservazione secondo quanto proposto dalla LIPU (Gustin et al., 2009). È su queste specie che andrebbero indirizzate prioritariamente le azioni di monitoraggio. Analogamente è importante colmare le caren-

ze conoscitive per le specie per le quali non si dispone di una stima attendibile della popolazione nidificante a livello regionale. Per quanto riguarda le ZPS in cui prioritariamente attivare le azioni di monitoraggio, per tutte le “guild” di specie considerate nel presente lavoro, sembrano rivestire un ruolo rilevante le ZPS “Comprensorio Tolfoletano-Cerite-Manziate”, “Monti Simbruini-Ernici”, “Monti Ausoni-Aurunci”, “Monti Lepini” oltre alle ZPS “Isole di Ponza, Zannone, Ventotene e S.Stefano” per la “guild” delle specie rupicole.

Summary

Analysis of SPAs of Latium (Central Italy): species and sites to submit to priority monitoring

Latium includes some important populations of 15 species of conservation European concern, equal or greater of 5% of national or biogeographical regions level. The area of 41 SPAs present in Latium is 421,097 ha. Of the 2,780 breeding sightings of these interesting species only 1,358 (48.8%) are registered into SPAs. 5 of these belong to forest species (*Milvus migrans*, *Pernis apivours*, *Dendrocopos leucotos*, *Ficedula albicollis* and *Circus gallicus*), 5 to open-habitat (*Circus pygargus*, *Coracias garulous*, *Burhinus oedicnemus*, *Lanius collurio* and *L. minor*); 4 are rock-dwelling species (*Gyps fulvus*, *Aquila chrysaetos*, *Pyrhocorax pyrrhocorax*, *Falco peregrinus*) and only one is a water-birds (*Ixobrychus minutus*). The breeding sightings of open-habitat species are not much represented in SPAs, less than 50%; whereas much more than 80-90% of sightings of forest species are included in SPAs. The most important SPAs for the species analysed are “Comprensorio Tolfoletano-Cerite-Manziate”, “Castel Porziano (Tenuta Presidenziale)”, “Monti Simbruini-Ernici”, “Parco Nazionale Gran Sasso Monti della Laga”, “Monti Ausoni-Aurunci”, “Monti Lepini” and “Isole di Ponza, Zannone, Ventotene e S.Stefano”; these sites are overriding to carry out monitoring activities.

BIBLIOGRAFIA

- Andreotti A. & Leonardi G. (a cura di), 2007. Piano d'azione nazionale per il Lanario (*Falco biarmicus feldeggii*). Quad. Cons. Natura, 24, Min. Ambiente - Ist. Naz. Fauna Selvatica.
- Brichetti P. & Fracasso G., 2003-2008. Ornitologia italiana. Voll. 1-5. Alberto Perdisa Editore, Bologna.
- Brunelli M., Corbi F., Sarrocco S., Sorace A., De Felici S., Boano A., Guerrieri G., Meschini A., Roma S., in stampa. Nuovo Atlante degli Uccelli Nidificanti nel Lazio (2000-2009). Edizioni ARP - Agenzia Regionale Parchi, Roma.
- Calvario E., Sebasti S., Copiz R., Salomone F., Brunelli M., Tallone G. & Blasi C. (a cura di), 2008. Habitat e specie di interesse comunitario nel Lazio. Edizioni ARP - Agenzia Regionale Parchi, Roma.
- Gustin M., Brambilla M. e C. Celada (a cura di), 2009. Valutazione dello stato di conservazione dell'avifauna italiana. LIPU-Ministero dell'Ambiente, della Tutela del Territorio e del Mare. Rapporto tecnico finale non pubblicato.
- LIPU & WWF (a cura di), 1999. Nuova Lista Rossa degli Uccelli nidificanti in Italia. Riv. ital. Orn., 69: 3-43.

INDIVIDUAZIONE DI METODOLOGIE STANDARDIZZATE PER L'IDENTIFICAZIONE DELLE IBA (IMPORTANT BIRD AREAS) IN AMBIENTE MARINO

GIORGIA GAIBANI⁽¹⁾, JACOPO G. CECERE⁽¹⁾, LICIA CALABRESE⁽¹⁾, PAOLO PIOVANI⁽¹⁾, IVÁN RAMÍREZ⁽²⁾, ANA MEIRINHO⁽²⁾, PEDRO GERALDES⁽²⁾ & CLAUDIO CELADA⁽¹⁾.

⁽¹⁾ LIPU-BirdLife Italia, Dipartimento Conservazione Natura

(giorgia.gaibani@lipu.it) (jacopo.cecere@lipu.it)

⁽²⁾ SPEA-BirdLife – Portugal

INTRODUZIONE

In Europa lo strumento principale per la conservazione degli uccelli selvatici è la Direttiva “Uccelli” (2009/147/CE) attraverso la designazione delle ZPS. Ad oggi in Europa, sono state designate diverse ZPS terrestri che includono colonie di uccelli marini ma la loro protezione è ancora del tutto insufficiente, mancando la designazione delle ZPS situate in mare aperto capaci di tutelare le aree di alimentazione. In tutto il mondo, tra gli uccelli selvatici, le specie marine possono essere considerate il gruppo più minacciato (Butchart, 2004), che ha subito, negli ultimi 20 anni, il più rapido declino (Lascelles, 2008) e anche in Europa molte specie sono a rischio di estinzione (BirdLife International, 2007a). Le minacce sono tutte di natura antropica: sovrasfruttamento delle risorse ittiche, pratiche di pesca invasive, inquinamento, disturbo alle colonie.

È in questo scenario che BirdLife International ha attivato il “Global Seabird Programme”, allo scopo di promuovere gli sforzi necessari per ottenere una maggiore protezione per gli uccelli marini al livello mondiale. Tale programma è in stretta connessione con il progetto “IBA (Important Bird Areas) marine” che si pone l’ambizioso obiettivo di individuare, sulla base di criteri scientifici standardizzati, le aree più importanti per la conservazione degli uccelli marini. In Europa le IBA marine fungeranno da riferimento per la designazione delle ZPS in mare. Nel 2001 la LIPU, partner italiano di BirdLife International, ha individuato, nell’ambito di un progetto finanziato dal Ministero dell’Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare (MATTM), 41 IBA aventi anche una porzione marina. Ad oggi sono state designate 56 ZPS costiere che ospitano colonie di uccelli marini ma nessun sito in ambiente marino pelagico. Pertanto, nel 2008 la LIPU ha svolto il primo studio in Italia finalizzato all’identificazione delle aree marine di particolare importanza per la conservazione degli uccelli a scala nazionale. Il progetto è stato finanziato dal MATTM e ha visto la collaborazione di diversi enti, tra cui la SPEA-BirdLife Portugal. Obiettivi principali del progetto sono stati:

- 1) la messa a punto di una metodologia standardizzata per l’identificazione delle IBA in ambiente marino basata su dati scientifici e criteri quantitativi e adeguata al contesto italiano;

2) avviare una raccolta di dati scientifici finalizzata alla redazione di un primo elenco di aree idonee all'avifauna marina e di potenziali IBA marine.

Nel presente lavoro vengono riportati in maniera sintetica le principali metodologie e risultati che hanno portato all'identificazione del primo elenco delle potenziali IBA marine.

METODI

Conteggi da imbarcazione (transetti)

I conteggi a mare sono stati realizzati seguendo il metodo proposto da Tasker et al. (1984) e applicati a tutte le specie in all. I della Direttiva "Uccelli" legate all'ambiente marino. Il metodo, che consente di ottenere valori di densità, consiste nel percorrere un tragitto lineare su imbarcazione, contando tutti gli uccelli avvistati entro un angolo di 90° davanti a sé. Perché si possano ottenere valori di densità anziché indici di abbondanza, vengono presi in considerazione solo gli uccelli, in volo o posati in acqua, che si trovano entro 300 m dall'imbarcazione. Tale metodo permette di ridurre errori di sovrastima in quanto il conteggio degli uccelli non è realizzato con continuità ma solo in corrispondenza di determinati intervalli di tempo, fissati sulla base della velocità di crociera. In questo modo si realizzano delle "fotografie istantanee" (*snapshot*) degli uccelli presenti in un dato momento, all'interno di una data area, ottenendo valori di densità per ogni *snapshot*, tutti georeferenziati. Per le rielaborazioni statistiche, gli *snapshot* sono poi organizzati in unità più grandi chiamate poskey ad ognuna delle quali corrisponderà un valore di densità di una data specie. Per maggiori dettagli sulla metodologia si rimanda a LIPU (2009).

Raccolta delle variabili ambientali e geografiche

A ciascun poskey è associata una serie di variabili ambientali e geografiche, quelle che da studi condotti in precedenza (BirdLife International, 2004b, SPEA & SEO/BirdLife International, 2006; SPEA, 2008) sono risultate influenzare significativamente la distribuzione degli uccelli marini: batimetria, pendenza del fondale marino, distanza dalla colonia più vicina, distanza dalla costa, concentrazione di clorofilla "a", temperatura sulla superficie del mare (SST). I valori medi mensili relativi alle concentrazioni di clorofilla e SST sono stati scaricati da due siti della NASA, in cui sono raccolti i dati provenienti da satelliti orbitanti. Sono quindi stati ottenuti per mezzo del software ESRI-ARCGIS, i raster per le due variabili (6x6 Km per SST, 12x12 Km per la clorofilla), per ciascun mese d'indagine e per tutta l'area di studio.

Creazione modelli predittivi di idoneità ambientale

I dati ottenuti dai transetti sono stati analizzati mediante GLM per verificare se la distribuzione spaziale e la densità di una certa specie è influenzata significativamente dalle variabili prese in considerazione. Nella GLM sono state considerate tutte le variabili elencate precedentemente ma anche il loro termine quadratico per verificare

se esistono eventuali relazioni non-lineari. Tutte le analisi statistiche sono state effettuate per mezzo del software R. È stato quindi possibile creare dei modelli predittivi per le specie per le quali si aveva a disposizione un numero sufficiente di dati, in accordo con la metodologia adottata da BirdLife. I modelli ottenuti e accettati sono stati quindi utilizzati per stimare la densità degli uccelli all'interno dell'intero territorio nazionale, comprese le zone non coperte dal campionamento, al fine di individuare le aree in cui potenzialmente si possono trovare le maggiori densità di uccelli marini. Per maggiori dettagli sulla metodologia adottata si rimanda a LIPU (2009).

Telemetria della Berta maggiore e analisi Kernel

Lo studio di telemetria sulla Berta maggiore è stato condotto a Linosa (AG) dal 21-mag al 09-set 2008, coprendo sia il periodo di incubazione che gran parte di quello di allevamento dei piccoli. Scopo dell'attività, quello di identificare le reali aree di foraggiamento utilizzate dalle berte maggiori nidificanti presso la seconda colonia del Mediterraneo per dimensioni (Brichetti & Fracasso, 2006). Sono stati utilizzati GPS-logger e Compass-loggers per seguire i movimenti di individui riproduttori. Mentre i GPS-logger danno posizioni precise per mezzo di tecnologia satellitare, i Compass-logger forniscono posizioni meno precise su scala spaziale, ma sono in grado di dare informazioni di tipo comportamentale identificando le aree in cui l'animale si è in tuffato, era posato in mare o in volo. Per maggiori dettagli sulle tecnologie si rimanda a LIPU (2009). In totale sono stati equipaggiati 79 individui adulti, 53 con GPS-logger a 26 con Compass-logger. Al fine di evidenziare le aree di foraggiamento sono state utilizzate tutte le localizzazioni ottenute con GPS-logger che presentavano una velocità istantanea inferiore ai 10 Km/h, per le quali quindi si ipotizza un utilizzo dell'area da parte dell'uccello: alimentazione, ricerca attiva e di dettaglio del cibo o galleggiamento (Weimerskirch et al., 2005; Pichegru et al., 2007; Guilford et al., 2008). Inoltre, separatamente sono state utilizzate tutte le localizzazioni in cui è stata registrata attività di tuffo mediante Compass-logger. Tutte le localizzazioni così ottenute sono state utilizzate per creare i Kernel con probabilità del 50% (core area), ottenendo così le aree maggiormente utilizzate dalle berte maggiori nidificanti a Linosa, come da metodologie di riferimento (Wood et al., 2000, BirdLife International, 2004b; SPEA, 2009). L'analisi Kernel è stata condotta mediante Animal Movements Extension 2.0 in ESRI ArcView 3.2.

RISULTATI

Modelli di idoneità ambientale

I conteggi da imbarcazione sono stati effettuati da marzo a novembre 2008. In media, sono stati realizzati 15 transetti al mese, per un totale di 11.709 Km. Per mezzo di questi è stato possibile realizzare i modelli di idoneità ambientale solo per la Berta maggiore e la Berta minore, uniche due specie per le quali è stato raggiunto un numero di poskey con presenza della specie superiore a 30, soglia al di sotto della quale non viene considerata la possibilità di fare analisi per i modelli predittivi. Per il Ma-

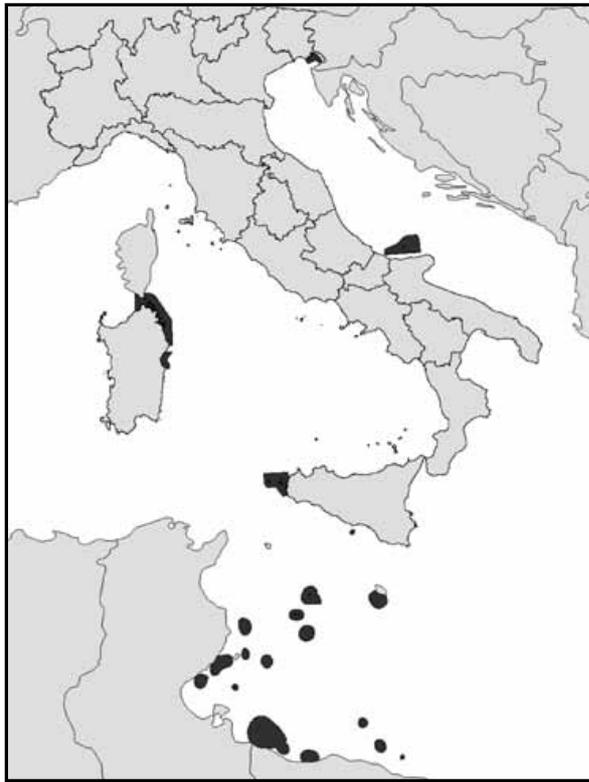


Fig. 1. IBA marina dell'Isola di Linosa (indicata dalla freccia) e IBA marine potenziali.

riab. sign.: batim (-), batim² (+) dist. costa (+), dist. costa² (-) dist. colonie (-), clorofilla² (+); varianza spiegata: 12%); solo il periodo riproduttivo (marzo-luglio) (poskey pos: 86/2943 tot; variab. sign.: batim (-), batim² (+), dist. costa (+), dist. costa² (-) dist. colonie (-), clorofilla² (-) temp. mare (+); varianza spiegata: 16%); e parte del periodo post-riproduttivo (agosto-novembre) (poskey pos: 27/2365 tot; variab. sign.: batim (-), batim² (+), pendenza fondale (-), dist. costa (+), dist. costa² (-) clorofilla² (-); varianza spiegata: 27%).

Telemetria e aree di foraggiamento utilizzate dalla Berta maggiore nidificante a Linosa

Dei 79 individui dotati di data-logger è stato possibile ottenere 58 tracciati completi, dal momento in cui l'uccello lascia la colonia fino al suo rientro. In dettaglio sono stati ottenuti: 29 tracciati relativi ai viaggi effettuati durante l'incubazione (14GPS e 15Compass) e 29 tracciati effettuati durante l'allevamento dei piccoli (18GPS e 11Compass). A questi si aggiungono: 7 individui che sono tornati con lo strumento ma senza dati in memoria e 14 individui (pari al 17,72% degli uccelli equipaggiati) tornati senza strumento. In totale sono state ottenute 11'727 localizzazioni di foraggiamento (eventi di tuffo) con i Compass-loggers e 17'945 localizzazioni di uso del territorio (con velocità istantanea < 10Km/h) con GPS-logger. I due tipi di localizza-

rangone dal ciuffo sono stati rilevati 17 poskey di presenza su 4007 totali, per il Gabbiano corso 8 su 3542 totali e per il Gabbiano corallino 11 su 5308 totali. Riguardo la Berta maggiore, il numero di poskey "positivi" nel periodo ottobre-novembre è risultato estremamente basso, pertanto si è scelto di realizzare l'analisi statistica dei dati per il solo periodo marzo-settembre, periodo coincidente con quello riproduttivo. Il numero di poskey positivi è risultato 324 su 4768 tot, dal modello le variabili significative sono risultate essere: batimetria (batim) (-), batim² (+), dist. costa² (-), clorofilla² (+), con una varianza complessiva spiegata = 5%.

Per la Berta minore è risultato un alto numero di poskey "positivi" durante tutto il periodo di indagine, ciò ha permesso di analizzare tre periodi di tempo differenti: l'intero periodo marzo-novembre (poskey pos: 113/5308 tot; va-

zioni sono state elaborate separatamente e nel loro insieme hanno permesso di identificare, per mezzo dell'analisi Kernel 50%, 16 aree utilizzate dalla specie: nella Fig 1, sono situate tutte a sud della Sicilia.

DISCUSSIONE

Nell'ambito di questo progetto si è arrivati a predisporre specifiche metodologie d'indagine e di analisi finalizzate allo studio delle specie ornitiche legate all'ambiente marino e, più specificatamente, all'individuazione delle aree più idonee per la sopravvivenza e la tutela di tali specie; per maggiori dettagli si rimanda a LIPU (2009). I conteggi da imbarcazione possono essere utilizzati con successo per individuare le aree marine idonee alla Berta maggiore e alla Berta minore. Infatti, nonostante le lacune nei dati batimetrici e la durata ridotta dello studio (9 mesi di rilevamenti), si sono comunque ottenuti per queste due specie dei modelli attendibili. Per queste due specie si sono rivelati di grande utilità anche gli studi di telemetria mediante GPS-logger e Compass-logger, durante il periodo riproduttivo; come fattore limitante rimane, soprattutto per la Berta minore, la difficoltà di catturare gli adulti in relazione all'accessibilità ai nidi. Al di fuori della stagione riproduttiva, potrebbero essere invece utilizzati con successo i Geolocator sulla Berta maggiore e Berta minore; questi strumenti hanno una precisione spaziale bassa, ma hanno una grande autonomia e pesi leggeri. Possono quindi essere utili per studiare le rotte di migrazione o per individuare i quartieri di svernamento.

Per il Marangone dal ciuffo il metodo dei conteggi da imbarcazione non si è invece rivelato utile rispetto alla creazione di modelli predittivi; tuttavia, considerato che la specie non è pelagica, la realizzazione di transetti vicini alla costa può sicuramente fornire dati importanti sui raggi di foraggiamento e sull'individuazione delle aree di alimentazione.

Riguardo al Gabbiano corso, presente in Italia con basse densità, è probabilmente importante associare i conteggi da imbarcazione a studi di telemetria. Il Gabbiano corso presenta dimensioni adeguate all'applicazione di GPS-logger e Compass-logger. Bisogna, però, tenere presente che la specie è coloniale, nidifica spesso in luoghi difficilmente accessibili, e i pulcini iniziano a camminare tra le rocce appena usciti dall'uovo, per cui gli adulti non sono più strettamente legati al nido. Di conseguenza, è indispensabile un'attenta pianificazione, lavorare su piccole colonie e catturare pochi animali per volta al fine di limitare al minimo il disturbo e raggiungere, allo stesso tempo, un campione adeguato di dati.

Per il Gabbiano corallino si ritiene che i transetti non siano il metodo di indagine più idoneo per individuarne le aree di alimentazione, anche considerando che la specie è perlopiù legata alla costa e concentrata in pochi siti di nidificazione. I conteggi da imbarcazione possono essere tuttavia utili per ottenere dati sui raggi di foraggiamento e sulle aggregazioni della specie in prossimità della costa. Poiché il Gabbiano corallino non presenta comportamento pelagico, non vi è l'effettiva necessità di seguirne il comportamento mediante telemetria.

Concludendo, come da obiettivo, sulla base delle linee guida indicate da BirdLife International, il progetto ha portato alla messa a punto delle metodologie più idonee in relazione al contesto dei mari italiani (LIPU, 2009).

A conferma della validità di tali metodologie, dopo solo 9 mesi di raccolta dati è stato possibile individuare 20 potenziali IBA marine, soprattutto pelagiche, e 1 IBA marina (IBA marina dell'Isola di Linosa) individuata mediante telemetria della Bertta maggiore (Fig. 1).

Summary

Assessment of standardized methodologies for the identification of marine IBAs in Italy

Seabirds is the group of birds which showed the steeper negative trend during the last 20 years. For this reason, BirdLife triggered the “Global Seabird Programme” to promote projects and local actions for the protection of seabirds. In 2008 LIPU, the Italian partner of BirdLife, carried out a project founded by the Italian Ministry of Environment in order to identify the proper methodologies for the identification of marine IBAs in Italy. We obtained one marine IBA and a preliminary list of 20 more potential IBAs (Fig. 1).

BIBLIOGRAFIA

- BirdLife International, 2007a. Candidate Marine IBAs and Global Status Report (Wallace Report). BirdLife International.
- BirdLife International, 2004b. Towards the identification of marine IBAs in the EU: an exploration by the Birds and Habitats Directives Task Force. Unpublished document.
- Brichetti P. & Fracasso G., 2006. Ornitologia italiana. Vol. 2 - Gaviidae-Falconidae. Alberto Perdisa Editore.
- Butchart S.H.M., Stattersfield A.J., Bennun L.A., Shutes S.M., Akçakaya H.R., Baillie J.E.M., Stuart S.N., Hilton-Taylor C., Mace G.M., 2004. Measuring Global Trends in the Status of Biodiversity: Red List Indices for Birds. PLoS Biology, 2(12): 383.
- Lascelles B. 2008 The BirdLife Seabird Foraging Database: guidelines and examples of its use. BirdLife International. Internal report.
- LIPU, 2009. Dalla terra al mare. Studio preliminare per l'individuazione delle IBA (Important Bird Areas) in ambiente marino. LIPU-BirdLife Italia, Parma
- SPEA, 2008. Marine IBA programme. <http://programamarinho.spea.pt/>
- SPEA & SEO/BirdLife International, 2006. Implementing N2000 in the marine environment Marine IBAs: Lisbon-Vilanova conclusions. SPEA-SEO/BirdLife. Lisbon-Vilanova BirdLife International.
- Tasker M.L., Jones P.H., Dixon T., Blake B.F., 1984. Counting Seabirds at Sea from ships: a review of methods employed and suggestion for a standardized approach. The Auk, 101: 567-577.
- Weimerskirch H., Le Corre M., Jaquemet S., Marsac F., 2005. Foraging strategy of a tropical seabird, the red-footed booby, in a dynamic marine environment. Marine Ecology Progress Series, 288: 251-261.
- Wood A.G., Naef-Daenzer B., Prince P.A., Croxall J.P., 2000. Quantifying habitat use in satellite-tracked pelagic seabirds: application of kernel estimation to albatross locations. Journal of Avian Biology, 31: 278-286.

IL MONITORAGGIO DELLA RETE NATURA 2000 IN LIGURIA

ELENA NICOSIA ⁽¹⁾, ANTONIO ALUIGI ⁽²⁾, SERGIO FASANO ⁽²⁾, LUCA BAGHINO ⁽²⁾,
MASSIMO CAMPORA ⁽²⁾, RENATO COTTALASSO ⁽²⁾, ROBERTO TOFFOLI ⁽²⁾
& MARTA BALLERINI ⁽³⁾

⁽¹⁾ Regione Liguria – Via Fieschi – 16100 Genova

⁽²⁾ Ente Parco del Beigua – Via Marconi, 165 – 16011 Arenzano, GE (biodiv@parcobeigua.it)

⁽³⁾ ARPAL – Via Bombrini, 8 – 16149 Genova

INTRODUZIONE

Il presente contributo tratta dei metodi, materiali e risultati relativi alle azioni attuate nel corso del primo anno del progetto di “monitoraggio della comunità ornitica nelle ZPS e nelle aree liguri a maggiore vocazionalità avifaunistica ed agricola”, promosso e finanziato dalla Regione Liguria ed attuato dal Parco Naturale Regionale del Beigua, e rientrante in un più vasto progetto regionale avviato dal 2007 per il monitoraggio delle specie di interesse conservazionistico in adempimento alle Direttive Habitat e Uccelli.

Obiettivo del progetto è di realizzare, mediante l’attuazione di un sistema integrato di censimenti su base pluriennale, il monitoraggio della comunità ornitica nelle ZPS e nelle aree liguri di maggiore interesse avifaunistico e/o agricolo, anche ai fini del calcolo del ‘Farmland Bird Index’, sviluppando nel contempo procedure atte ad eliminare o ridurre l’effetto del rilevatore e delle caratteristiche dell’unità territoriale di campionamento sulla contattabilità delle singole specie attraverso metodologie e protocolli standardizzati.

Al fine di raggiungere l’obiettivo prefissato si è ritenuto utile adottare il modello di monitoraggio attuato nella ZPS Beigua - Turchino e nel connesso Parco Naturale Regionale del Beigua a partire dall’anno 2006, in quanto tale modello permette di caratterizzare la comunità ornitica nidificante, ma anche di monitorare le specie avifaunistiche tutelate dalla Direttiva Uccelli e quelle rare, importanti dal punto di vista scientifico ovvero di interesse conservazionistico e gestionale locale.

AREA DI STUDIO

L’area di studio è l’intero territorio regionale, ma i risultati preliminari rappresentati nel presente contributo riguardano le sette ZPS attualmente individuate sul territorio della Regione Liguria (IT1313776: Piancavallo; IT1314677: Saccarello - Garlenda; IT1314678: Sciorella; IT1314679: Toraggio - Gerbonte; IT1315380: Testa d’Alpe - Alto; IT1315481: Ceppo Tomena; IT1331578: Beigua - Turchino), e cinque SIC particolarmente rappresentativi per le presenze ornitologiche (IT1315806: Monte Nero - Monte Bignone; IT1343502: Parco della Magra - Vara; IT1345005: Portovenere - Riomaggiore - S. Benedetto; IT1345101: Piana del Magra; IT1345109: Montemar-

cello), oltre ad alcune altre aree di rilevante interesse avifaunistico e/o agricolo identificate in fase attuativa del progetto.

MATERIALI E METODI

La scelta delle metodiche attuate è stata dettata dalla coniugazione di due necessità principali: essere caratterizzate da elevata ripetibilità e confrontabilità dei rilevamenti e, nello stesso tempo, comportare un impegno economico compatibile con la prosecuzione delle attività sul lungo periodo.

Si è pertanto definito un piano di monitoraggio avifaunistico da attuare nell'ambito di un quinquennio. Esso è basato su uno sforzo di campionamento maggiormente approfondito in aree della Rete Natura 2000 (ZPS e SIC di cui sopra), che prevede caratterizzazione e monitoraggio della comunità ornitica nidificante e monitoraggio di specie target, ed il monitoraggio annuo della comunità ornitica nidificante in un numero fisso di particelle UTM di 10 x 10 chilometri, in parte ripetute ed in parte scelte di anno in anno in modo da coprire l'intero territorio regionale nell'arco dei cinque anni previsti. I dati raccolti confluiscono, attraverso l'Osservatorio regionale della Biodiversità, nel Sistema Informativo Regionale (database e cartografia) al fine di poter elaborare i dati unitamente alle altre informazioni ambientali raccolte nell'ambito di ulteriori specifici piani di monitoraggio.

Per la caratterizzazione ed il monitoraggio dell'ornitocenosi nidificante la tecnica di rilevamento prescelta è stata quella dei punti di ascolto senza limiti di distanza (Blondel et al., 1981), adottando una durata del rilevamento di 10 minuti (Dawson, 1981; Fornasari et al., 2002; Fuller & Langslow, 1984; Gutzwiller, 1992), eseguiti una sola volta, indicativamente dal 20 maggio al 10 luglio, nelle fasce orarie comprese dall'alba alle 11.00 e dalle 18.00 al tramonto, e registrando separatamente i contatti entro un raggio prefissato (100 metri) da quelli esterni a tale raggio (Hutto et al., 1986).

Considerando le dimensioni delle aree oggetto di studio e l'orografia del territorio indagato si è ritenuto opportuno prevedere che il rilevatore possa distribuire uniformemente i punti d'ascolto, eventualmente lungo percorsi preesistenti quali sentieri e strade, distanziando i singoli punti di almeno 500 metri l'uno dall'altro in ZPS e SIC, e di almeno 1000 metri nelle altre aree di rilevante interesse avifaunistico e/o agricolo.

Durante le attività svolte nel 2008 sono stati effettuati 764 punti d'ascolto, che hanno prodotto 5.555 osservazioni relative a 120 specie di uccelli.

Le attività di monitoraggio attuate sul territorio della regione Liguria nel periodo 2000-2008 ci permettono quindi di documentare lo stato di popolazioni e specie ornitiche mediante i possibili andamenti di 33 specie comuni nidificanti in Italia (su di un totale di 103 nazionali, Fornasari et al., 2004), suddivise in due gruppi: specie di ambiente agricolo e specie di ambiente boschivo, distinte in relazione al loro "baricentro ambientale" da Tellini et al. (2005).

Attualmente i dati disponibili, raccolti negli anni 2000-2008, riguardano 60 particel-

le UTM, nelle quali si sono effettuati 1.801 punti d'ascolto ottenendo 13.265 osservazioni relative a 134 specie. Tali dati derivano dal Progetto MITO2000 (Fornasari et al., 2002), dal Progetto Mo.Ni.Li. (Coordinatori: Loris Galli, Università degli Studi di Genova, DIP. TE RIS.; Luca Baghino, LIPU Liguria) e da altri progetti finanziati direttamente dalla Regione Liguria.

La valutazione degli andamenti delle specie comuni è stata effettuata utilizzando il software TRIM (TRends & Indices for Monitoring Data), come indicato da Gregory et al. (2005). Di ciascun gruppo è stato poi elaborato un indicatore di stato di conservazione complessivo, calcolando la media geometrica degli indici di popolazione di ciascuna specie appartenente al gruppo (Gregory et al., 2005).

Per il monitoraggio delle specie target, si è ritenuto utile individuare, quale principale area campione, la ZPS Beigua - Turchino ed il Parco Naturale Regionale del Beigua, in gran parte sovrapposti ed inclusi nel più vasto SIC IT1331402: Beigua - Monte Dente - Gargassa - Pavaglione, ben rappresentativa della realtà regionale, e per la quale esiste una notevole quantità di dati pregressi. Inoltre, il censimento del Succiacapre *Caprimulgus europaeus* è stato esteso alle ZPS Ceppo Tomena e Testa d'Alpe - Alto, ed ai SIC Monte Nero - Monte Bignone, Montemarcello, Parco della Magra - Vara, Portovenere - Riomaggiore - S. Benedetto; e l'esecuzione di transetti lineari mirati a specie target, nelle aree a loro vocate, estesa a tutte le ZPS ed ai SIC Montemarcello, Piana del Magra, Parco della Magra - Vara, Portovenere - Riomaggiore - S. Benedetto. Di seguito vengono trattate in dettaglio le singole azioni attuate per l'espletamento di questo obiettivo e le relative metodiche.

Nel corso del periodo aprile-settembre 2008 si è effettuato un censimento finalizzato alla localizzazione delle coppie nidificanti e relativi parametri riproduttivi di Falco pecchiaiolo *Pernis apivorus*, Biancone *Circaetus gallicus*, Astore *Accipiter gentilis*, Aquila reale *Aquila chrysaetos*, Falco pellegrino *Falco peregrinus*, Gufo reale *Bubo bubo* e Picchio nero *Dryocopus martius*.

Per il monitoraggio del Succiacapre si è scelto di effettuare il censimento crepuscolare al canto dei maschi in aree campione e, per il calcolo della densità, si è utilizzato il metodo della *Nearest-Neighbour-Distance* (Newton 1976).

Al fine di monitorare alcune specie target di notevole importanza conservazionistica si è adottato il metodo dei transetti lineari con rilevamento della distanza *Distance Sampling* (Buckland et al., 2001), le cui assunzioni fondamentali sono ampiamente descritte da Buckland et al. (1993) e la densità delle specie è stata calcolata con il software Distance 5.0 (Buckland et al., 2001; Thomas et al., 2005). Le specie target individuate per l'espletamento di questa azione sono: Fagiano di monte *Tetrao tetrix*, Coturnice *Alectoris graeca*, Pernice rossa *A. rufa*, Tottavilla *Lullula arborea*, Calandrella *Calandrella brachydactyla*, Calandro *Anthus campestris*, Codirossone *Monticola saxatilis*, Beccamoschino *Cisticola juncidis*, Magnanina comune *Sylvia undata*, Cincia dal ciuffo *Lophophanes cristatus*, Averla piccola *Lanius collurio*, Gracchio corallino *Pyrhacorax pyrrhacorax* ed Ortolano *Emberiza hortulana*. Nel 2008 sono stati eseguiti 40 transetti per uno sviluppo complessivo di 161,3 chilometri, ottenen-

do 233 contatti. Nell'ambito delle attività di campo non si sono contattati individui di Calandrella.

Il censimento delle coppie nidificanti di Merlo acquaiolo *Cinclus cinclus* è stato condotto percorrendo i greti di nove corsi d'acqua. Ogni percorso è stato ripetuto tre volte da febbraio a maggio; tale frequenza, secondo D'Amico e Hemery (2003) consente di contattare tutte le coppie presenti con probabilità elevatissima. In 26 uscite sul campo sono stati percorsi 65,4 chilometri, ottenendo 92 contatti.

Il monitoraggio delle popolazioni in transito di rapaci diurni e Ciconiformi, si è svolto in forma standardizzata mediante la copertura continua dei periodi individuati, conformemente ai programmi di conteggio dei rapaci in migrazione nei colli di bottiglia indicati da Brambilla et al. (2001). Al fine di monitorare le specie di piccoli Passeriformi con popolazioni in transito nell'area di studio, è stata inoltre attivata una stazione di cattura ed inanellamento a scopo scientifico presso il "Centro Ornitologico e di Educazione Ambientale" sito in località Vaccà, Arenzano. Dettagli metodologici e risultati di tali attività, richiedendo opportuna e dettagliata trattazione, non verranno approfonditi in questa sede.

RISULTATI

Nel corso della stagione riproduttiva 2008 le specie rilevate nell'area di studio mediante i punti d'ascolto, sono state 120 (37 Non-Passeriformi ed 83 Passeriformi), che rappresentano l'83,3% di quelle che si riproducono in Liguria (Aa. Vv., 1989). I principali parametri sintetici di comunità, nonché l'inclusione delle specie presenti nell'allegato 1 della direttiva 79/409/CEE o la cui conservazione risulti di particolare importanza per l'Europa (BirdLife International, 2004) ed il loro valore ornitologico (Brichetti e Gariboldi, 1992), evidenziano come, tra le tipologie ambientali maggiormente rappresentate nell'area indagata, ai pascoli naturali e praterie d'alta quota possa essere attribuita maggiore importanza avifaunistica, seguiti da aree boscate e prati stabili.

Prendendo in esame l'andamento delle popolazioni valutato mediante indici che considerano le ornitocenosi tipiche degli ambienti agrari e forestali nel periodo 2000-2008, osserviamo che le specie di ambiente agricolo mostrano, complessivamente, un decremento del -80,7%; per il 50% delle specie appartenenti al gruppo si osserva infatti una tendenza alla diminuzione (marcata in cinque casi, moderata in tre), mentre le altre otto specie considerate presentano andamenti non certi. Anche per le specie di ambiente boschivo si osserva un decremento complessivo pari a -32,5%, ma la percentuale delle specie del gruppo che mostrano una tendenza alla diminuzione è, in questo caso, del 12%; infatti solo due specie evidenziano diminuzioni moderate, mentre, delle altre 15 specie, sette manifestano andamenti positivi (in media +7,8%), ed otto variamente negativi (in media -8,4%). Va comunque considerato che tali andamenti potrebbero essere influenzati dal ridotto campione attualmente disponibile per i primi anni indagati, e si ritiene opportuno trarre conclusioni solo in seguito ad ulteriori approfondimenti successivi all'ampliamento dei materiali utili per le analisi.

A seguire vengono riassunti i risultati conseguiti con l'attività di monitoraggio delle specie target in aree campione, che ha inoltre permesso di ottenere informazioni su distribuzione e parametri riproduttivi di Falco pecchiaiolo, Biancone, Astore, Aquila reale, Pellegrino, Gufo reale e Picchio nero.

Complessivamente sono stati censiti 100 territori di Succiacapre, con una distanza media tra questi di 666 metri ($ds = 270$) ed una densità di 1,14 territori/Kmq.

Il monitoraggio delle specie target mediante il metodo dei transetti lineari con rilevamento della distanza ha ottenuto i seguenti risultati di densità: Fagiano di monte 2,50 ind./Kmq (CV=0,89); Pernice rossa 0,12 ind./Kmq (CV=0,45); Tottavilla 0,36 ind./Kmq (CV=0,35); Calandro 4,95 ind./Kmq (CV=0,34); Codirossone 0,31 ind./Kmq (CV=0,52); Beccamoschino 10,30 ind./Kmq (CV = 0,38); Magnanina 29,03 ind./Kmq (CV = 0,29); Cincia dal ciuffo 5,05 ind./Kmq (CV = 0,21); Averla piccola 1,54 ind./Kmq (CV=0,77). Per Coturnice, Gracchio corallino ed Ortolano, stante la scarsità del campione, i dati raccolti non consentono elaborazioni significative. Il censimento del Merlo acquaiolo ha permesso di calcolare una densità di 0,4-0,6 coppie/Km di corso d'acqua.

CONCLUSIONI

Con il primo anno di attuazione del progetto si è quindi potuta verificare l'applicabilità dei metodi scelti per la sua realizzazione. I risultati ottenuti sono al momento da ritenersi ancora provvisori, ed il proseguimento delle attività di monitoraggio permetterà la valutazione degli andamenti su un intervallo di tempo più ampio, aumentando così la probabilità di classificare con maggiore certezza le tendenze mostrate dalle differenti specie.

L'esecuzione costante nel tempo del monitoraggio dell'avifauna su scala regionale con la metodologia esposta, può certamente rispondere alle disposizioni della direttiva Habitat e della direttiva Uccelli in merito al monitoraggio delle specie avifaunistiche protette, e fornire conoscenze fondamentali per la gestione della Rete Natura 2000.

Summary

Monitoring of Natura 2000 in Liguria

During 2008, Liguria Region, monitored birds in several sites comprehending Natura 2000 sites and other of agricultural and ornithological interest. We applied the bird monitoring approach used in the SPA IT1331578 Beigua - Turchino and the associated Regional Natural Park of Beigua since 2006. This approach was due by the conjugation of two main needs: a standardized and comparable method and at the same time being financially sustainable for a long term research. This approach comprehended two actions: breeding bird communities point counts in all sites and a focus on target species in sample areas (using census of breeding pairs, line transects and monitoring of populations of raptors, storks and small passerines in transit).

BIBLIOGRAFIA

- Aa. Vv., 1989. Atlante degli Uccelli nidificanti in Liguria. Regione Liguria, Genova.
- BirdLife International, 2004. Birds in Europe: population estimates, trends and conservation status. Cambridge UK: BirdLife International. BirdLife Conservation Series No. 12.
- Blondel J., Ferry C., Frochot B., 1981. Point Counts with Unlimited distance. In: Estimating Numbers of terrestrial birds. Studies in Avian Ecologies 6: 414-420.
- Brambilla S., Calvario E., Fornasari L., Pettiti L., 2001. Linee guida per il monitoraggio delle specie dell'avifauna italiana. Avocetta 25: 25.
- Brichetti P. & Gariboldi A., 1992. Un «valore» per le specie ornitiche nidificanti in Italia. Riv.ital. Orn.62:73-87.
- Buckland S.T., Anderson D.R., Burnham K.P. and Laake J.L., 1993. Distance Sampling: Estimating Abundance of Biological Populations. Chapman and Hall, London, reprinted 1999 by RUWPA, University of St. Andrews, Scotland.
- Buckland S.T., Anderson D.R., Burnham K.P., Laake J.L., Borchers D.L. and Thomas L., 2001. Introduction to Distance Sampling. Oxford University Press, London.
- D'Amico F. & Hémerly G., 2003. Calculating census efficiency for river birds: a case study with Dippers (*Cinclus cinclus*) in the pyrénées. Ibis 145: 83-86.
- Dawson D.G., 1981. Experimental design when counting birds. Studies in Avian Biology, 6: 392-398.
- Fornasari L., De Carli E., Brambilla S., Buvoli L., Maritan E., Mingozzi T., 2002. Distribuzione dell'avifauna nidificante in Italia: primo bollettino del progetto di monitoraggio MITO 2000. Avocetta 26 (2): 59-115.
- Fornasari L., de Carli E., Buvoli L., Mingozzi T., Pedrini P., La Gioia G., Ceccarelli P., Tellini Florenzano G., Velatta F., Caliendo M.F., Santolini R. & Brichetti P., 2004. Secondo bollettino del progetto MITO2000: valutazioni metodologiche per il calcolo delle variazioni interannuali. Avocetta, 28: 59-76.
- Fuller R.J. & Langslow D.R., 1984. Estimating numbers of birds by point counts: how long should count last. Bird Study, 31: 195-202.
- Gregory R.D., van Strien A., Vorisek P., Gmelig Meyling A.W., Noble D., Foppen R. e Gibbons D.W., 2005. Developing indicators for European birds. Phil. Trans. R. Soc. B., 360: 269-288.
- Gutzwiller J.K., 1991. Estimating winter species richness with unlimited-distance point counts. Auk, 108: 853-862.
- Hutto R.L., Pletschet M., Hendrick, 1986. A fixed-radius point count method for nonbreeding and breeding season use. Auk, 103:593-602.
- Newton I., 1976. Breeding of Sparrowhawks *Accipiter nisus* in different environments. Journal Animal Ecology 45: 831-849.
- Tellini Florenzano G., Buvoli L., Caliendo M.F., Rizzolli F. & Fornasari L., 2005. Definizione dell'ecologia degli uccelli italiani mediante indici nazionali di selezione d'habitat. Avocetta, 29 (n.s.): 148.
- Thomas L., Laake J.L., Strindberg S., Marques F.F.C., Buckland S.T., Borchers D.L., Anderson D.R., Burnham K.P., Hedley S.L., Pollard J.H., Bishop J.R.B., Marques T.A., 2005. Distance 5.0. Release 5. Research Unit for Wildlife Population Assessment, University of St. Andrews, UK. <http://www.ruwpa.stand.ac.uk/distance/>.

PROPOSTA DI PIANO PER IL MONITORAGGIO DELLE SPECIE ORNITICHE DI INTERESSE COMUNITARIO E LOCALE IN TRENTINO

PAOLO PEDRINI⁽¹⁾, LUCIO SOTTOVIA⁽²⁾ & MATTIA BRAMBILLA⁽¹⁾

⁽¹⁾ *Museo Tridentino di Scienze Naturali, Sezione Zoologia dei Vertebrati – Via Calepina, 14
38122 Trento (pedrini@mtsn.tn.it)*

⁽²⁾ *Servizio Conservazione Natura e Valorizzazione Ambientale, Ufficio Rete Natura 2000 PAT – Trento*

INTRODUZIONE

La Direttiva Habitat (Habitats Directive 92/43/CEE) considera la tutela degli habitat, delle specie e delle attività umane che hanno prodotto biodiversità come la strategia per la conservazione della biodiversità e lo sviluppo sostenibile. La Direttiva impone il mantenimento o il ripristino di uno stato di conservazione favorevole per tutte le specie e gli habitat di interesse comunitario. Pertanto, come sancito nell'Articolo 11 della direttiva stessa, è richiesto il monitoraggio dello stato di conservazione di habitat e specie elencati nell'Articolo 2. Descrivere e valutare lo stato di conservazione di habitat e specie all'interno della rete di siti di Natura 2000 non è sempre sufficiente, soprattutto nel caso di specie o habitat che sono solo parzialmente inseriti nei siti della rete. Il monitoraggio deve pertanto estendersi al di fuori della Rete Natura 2000 per raggiungere la piena comprensione dello stato di conservazione di specie e habitat. Il monitoraggio deve portare a un quadro chiaro, consapevole ed aggiornato del reale stato di conservazione di habitat e specie di interesse comunitario e del suo trend a vari livelli, e deve indicare l'efficacia della Direttiva in termini di conseguimento del suo scopo.

Per rispondere a tali esigenze, l'Ufficio Rete Natura 2000 del Servizio Conservazione e Valorizzazione Ambientale della PAT ha sviluppato una proposta di piano di monitoraggio che si prefigge il raggiungimento di due obiettivi principali:

- 1) il monitoraggio delle specie di interesse comunitario, all'interno dei siti della rete e nel resto del territorio provinciale trentino;
- 2) il monitoraggio dello stato di salute degli habitat nella Rete, attraverso le informazioni ricavate dal monitoraggio dei vertebrati terrestri, che in molti casi fungono da ottimi indicatori dello stato di salute della biodiversità in generale e degli ecosistemi in cui si trovano.

Per elaborare un piano di monitoraggio in grado di essere rappresentativo della Rete Natura 2000 in Trentino e di tutta la complessità ad essa associata, si è cercato di formulare indicazioni a diversa scala per conciliare la necessità di monitorare un così grande numero di specie e di habitat. L'avifauna riveste naturalmente un ruolo di primo piano all'interno di questa proposta, sia per l'elevato numero di specie, che per la loro valenza ecologica assai diversificata e l'alto potenziale di utilizzo come bioin-

dicatori. Il monitoraggio delle comunità ornitiche dovrebbe divenire prassi abituale per comprendere l'evoluzione delle biocenosi in generale (Bock & Jones, 2004) e il trend delle popolazioni delle specie ornitiche stesse, spesso del tutto imprevedibile (Andreotti 2006). Le comunità di uccelli cambiano a ritmi diversi, in tempi molto rapidi, e un adeguato monitoraggio è fondamentale per capirne le tendenze demografiche in atto e identificare le specie che realmente necessitano della massima attenzione e rivestono priorità in senso conservazionistico (Andreotti, 2006).

Nell'ottica di una valutazione non solo dello stato delle singole specie, ma anche di aree protette e dell'intero sistema di Rete Natura 2000, le specie ornitiche si prestano particolarmente a svolgere un ruolo di indicatori dello stato più generale della biodiversità: un insieme di specie target può infatti essere utilizzato come "termometro per misurare la bontà di azioni" di conservazione e gestione di un determinato sistema di aree o di habitat, o l'impatto su di esso delle attività antropiche (Andreotti, 2006). Gli Uccelli infatti sono spesso usati in differenti contesti come 'bioindicatori', sia nel senso di indicatori di comunità biologiche ricche e diversificate o di particolare pregio (Bibby e Collar, 1992; Sergio et al., 2005), sia in termini di indicatori di qualità o funzionalità ecologica degli ecosistemi (Padoa-Schioppa et al., 2006). Infatti, gli Uccelli sono utilizzati come bioindicatori perché la loro ecologia è generalmente ben conosciuta (Padoa-Schioppa et al., 2006), il legame che le comunità ornitiche hanno con la struttura paesaggistica e le comunità vegetali è ampiamente dimostrato (Keast, 1990); i livelli trofici che occupano nella 'piramide ecologica' sono molteplici in ogni ambiente; sono facilmente censibili e dati accurati sulla loro presenza ed abbondanza possono essere ricavati in tempi relativamente rapidi (Haila, 1985; Wiens, 1989). Inoltre, in molti casi la semplice presenza o abbondanza di certe specie può essere un importante indicatore dello stato di salute di un ambiente, o della diversità biologica di un dato contesto (Bock & Jones, 2004; Sergio et al., 2005).

MATERIALI E METODI

I passi del Piano

La proposta di monitoraggio prevedeva dapprima la definizione dello stato attuale delle conoscenze per quanto riguarda le specie di interesse comunitario in Trentino, sia per quanto concerne consistenza e trend delle popolazioni, sia per quanto riguarda il legame delle specie con i diversi contesti ecologici della provincia. Pertanto, il primo passo è stato caratterizzato dalla ricerca, catalogazione e, per quanto possibile, archiviazione in dataset georeferenziati, dei dati raccolti in precedenti ricerche svolte a partire dagli Anni Ottanta in poi. Il secondo passaggio (2009-10) prevede la validazione del piano di monitoraggio per meglio collaudare modalità e tecniche di raccolta e definire lo sforzo di campo e le potenziali reti di collaborazione a livello locale. La terza prossima fase prevede l'attuazione del piano di monitoraggio per definire la distribuzione delle specie (anche mediante elaborazione di modelli predittivi di distribuzione; Tattoni et al., 2009), per comprendere il loro trend di popolazione e valutare la qualità ambientale attraverso specie ornitiche con funzione di indicatori.

La scelta delle specie

Accanto al monitoraggio delle comunità degli uccelli nidificanti, di primaria importanza, il piano prevede il monitoraggio degli uccelli acquatici svernanti presso i principali corpi idrici della provincia e quello della componente in transito durante le migrazioni pre-nuziale e post-riproduttiva, nei siti di sosta o transito (*bottle-neck*). Nella scelta delle specie da monitorare fra i nidificanti è stato seguito l'iter logico riassunto in Fig. 1, adottando i seguenti requisiti:

- 1) indicatori di diversità o ricchezza specifica;
- 2) indicatori di ambienti naturali in buono stato di conservazione;
- 3) specie con status sfavorevole a livello globale o continentale;
- 4) specie con status sfavorevole a livello provinciale ma con distribuzione non puntiforme.

Pertanto, le specie selezionate includono:

- 1) specie inserite nell'Allegato I della Direttiva Uccelli (79/409/CEE), ad eccezione di quelle accidentali o del tutto irregolari in Trentino;
- 2) indicatori di biodiversità o di qualità ambientale/funzionalità ecosistemica, sulla base delle conoscenze scientifiche disponibili;
- 3) altre specie con status di conservazione sfavorevole a livello europeo secondo il recente rapporto pubblicato da BirdLife International (2004);

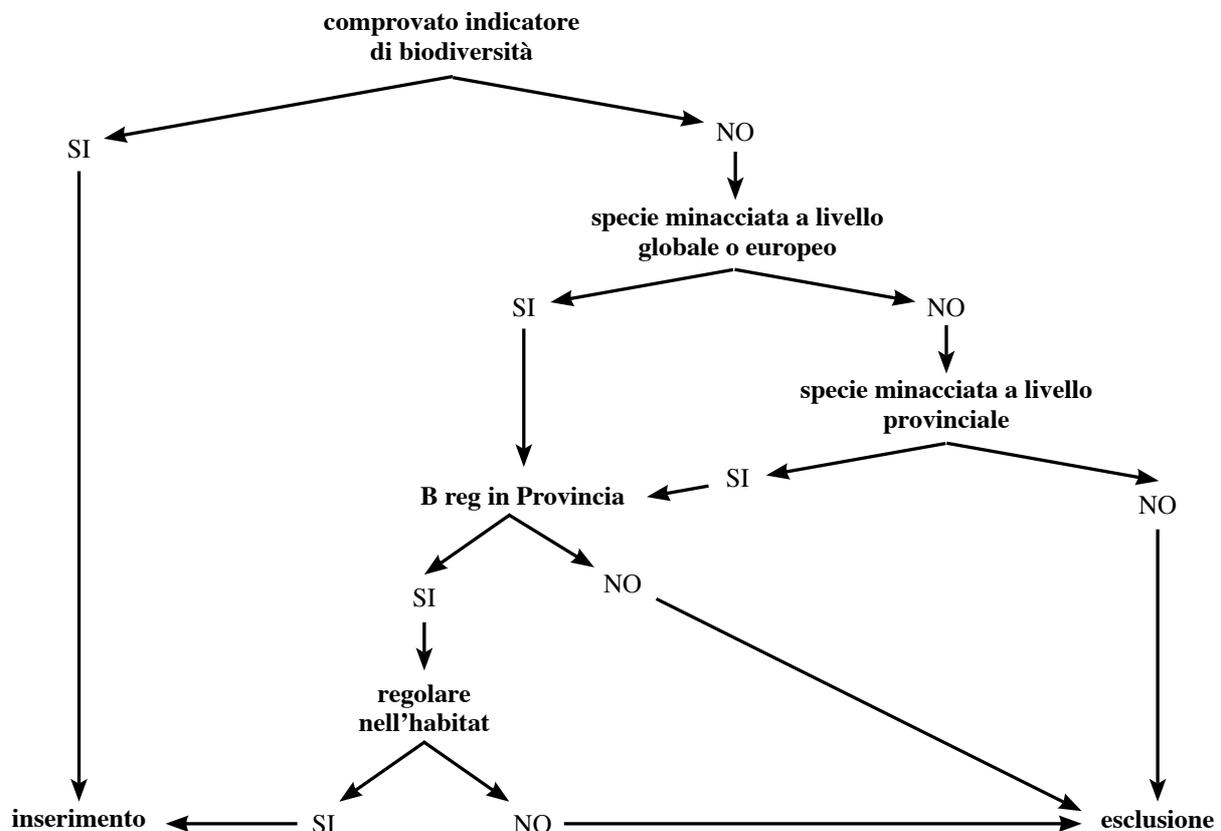


Fig. 1. Iter logico per l'inserimento di una specie all'interno del piano di monitoraggio.

4) specie con status sfavorevole a livello provinciale, secondo la Lista Rossa degli uccelli nidificanti in Trentino (Caldonazzi et al., in Pedrini et al., 2005).

Si fa presente che nel monitoraggio delle specie (1), si prevista la possibilità di monitorare simultaneamente le altre specie (2, 3, 4), cercando così di contenere l'ulteriore lavoro di campo. Sono state invece escluse le specie con status locale sfavorevole ma status generale favorevole quando troppo localizzate e le specie con status globale o continentale sfavorevole quando irregolari o estremamente localizzate. Queste specie potranno esser oggetto di studi specifici nel caso rappresentino entità di valore biologico particolarmente elevato.

RISULTATI

Le proposte di monitoraggio

Le specie selezionate in base ai criteri sopra esposti sono state ripartite per ambienti di presenza e per metodo di censimento. Per ciascuna specie è stata stilata una sintesi delle conoscenze disponibili, dell'esperienza maturata da gruppi diversi a livello locale (parchi, musei, servizi ed altri enti), che ha permesso di redigere una prima proposta metodologica di monitoraggio, individuando anche le possibili competenze (territoriali e di ricerca).

A livello di metodi di censimento le varie specie sono state suddivise nelle seguenti categorie:

- 1) specie da monitorare per aree campione: a) in arene di canto (es. tetraonidi); b) ai siti riproduttivi (rapaci diurni e notturni); c) mediante censimenti con emissione di stimolazione acustica (metodo del playback; ad es. rallidi, strigiformi, falconiformi); d) mediante monitoraggi coordinati ad ampia scala (es. gipeto, aquila reale);
- 2) specie a distribuzione diffusa: censimenti semiquantitativi tramite protocollo standardizzati di rilevamento (punti d'ascolto, MITO; Fornasari et al., 2002);
- 3) specie a distribuzione localizzata, di interesse comunitario, e/o minacciati a livello locale mediante censimenti semi-quantitativi per punti d'ascolto (protocollo MITO) integrati da censimenti in aree campione (passeriformi, ad es. monachella, ortolano);
- 4) specie a distribuzione poco diffusa o a densità non elevata, di interesse comunitario, e/o minacciate a livello locale: a) censimenti semi-quantitativi per punti d'ascolto (protocollo MITO) integrati da monitoraggi per aree campione (passeriformi di ambienti rurali) o b) mediante monitoraggi indiretti (ad es. picidi e strigiformi forestali);
- 5) specie di ambienti acquatici a livello di minaccia locale elevato: a) censimenti mirati di specie esclusive di laghi e paludi (acrocefali, migliarino di palude); b) censimenti mirati per specie legate ai corsi d'acqua (ad es. martin pescatore); c) censimenti visivi di specie acquatiche;
- 6) specie migratrici: a) attività di inanellamento entro le ZPS; b) conteggi visivi in aree campione (valichi, rapaci diurni; zone umide uccelli acquatici).

I tempi del Piano

Per la sua complessità organizzativa e impegno sul lungo periodo il Piano prevede una fase di validazione che è stata in parte condotta nel 2009 e che proseguirà nel 2010. Parallelamente alla fase di validazione, per rafforzare le diverse sinergie in sede locale è prevista una fase di confronto e condivisione (da attuarsi nel 2010) con le diverse realtà (musei e altri enti di ricerca, parchi, dipartimenti e servizi agricoltura, foreste e fauna della PAT), associazioni ed esperti di settore operanti sul territorio. Questa fase servirà a: definire la proposta nei suoi aspetti organizzativi e di metodo; concordare le diverse priorità di intervento; condividere e distribuire gli impegni in relazione alle diverse competenze (territoriali ed esperienze di ricerca).

CONCLUSIONI

La selezione delle specie, avvenuta secondo una molteplicità di criteri, e l'integrazione tra differenti tecniche di censimento operanti a scale leggermente diverse a seconda del target di monitoraggio, consentono potenzialmente di indagare allo stesso tempo specie di interesse comunitario e altre specie di rilevante interesse conservazionistico generale o locale (sebbene non incluse nell'Allegato I della Direttiva Uccelli), e di ottenere indicazioni sulla funzionalità ecologica di alcuni habitat, senza che ciò comporti significativi incrementi dello sforzo e dei costi del monitoraggio rispetto a quanto prevedibile per le sole specie di interesse comunitario.

Il piano di monitoraggio per l'avifauna nella Rete Natura 2000 del Trentino a livello locale rappresenta un'occasione per "fare rete" in una realtà articolata, come quella trentina, con molti attori impegnati a diversi livelli nella conservazione e gestione della fauna, ma spesso fra loro non sempre collegati. L'approccio proposto può inoltre costituire un'esperienza pilota o un punto di partenza/confronto per l'attivazione di altri piani di monitoraggio (previsti o prevedibili nell'ambito di Rete Natura 2000), i quali, se inseriti in un adeguato contesto nazionale, possono rappresentare l'auspicabile passo verso la realizzazione di un sistema organico e coerente di monitoraggio dello stato di conservazione dell'avifauna italiana. Infatti, l'implementazione di una rete di monitoraggio organica e coordinata, operante a scala nazionale, rappresenterebbe lo strumento ideale per permettere valutazioni serie ed aggiornate e scientificamente adeguate, non solo del trend delle specie target, ma anche all'interno delle valutazioni di incidenza e degli altri strumenti, normativi e non, della Rete Natura 2000 (Andreotti, 2006).

Ringraziamenti. Si ringrazia Giuseppe Bogliani per la supervisione scientifica; i colleghi Antonella Agostini (Uff. Rete Natura, PAT), Franco Rizzolli e Francesca Rossi (MTSN) per i contributi forniti in fase di stesura del Piano.

Summary

Monitoring plan for bird species of comunitary and local conservation interest in the Trento province

We developed a monitoring plan for bird species in the Trento province, considering both ones included in the Annex I of the Birds Directive and other species of local interest. Our plan is somewhat between the local and the national scale and includes: I) definition of current state of knowledge for all the species (abundance, population trend, ecology and distribution in Trento province); II) field monitoring, aiming at defining distribution, population trend, and also whenever possible habitat quality through the use of bioindicators. We selected species displaying one or more of the following features: indicator of species richness or diversity; indicator of habitats in good conservation status; species with unfavourable global or European conservation status; species with unfavourable conservation status at local scale but occurring as regular breeders; species included in the Annex I of Birds Directive. We excluded species with unfavourable conservation status at local scale but occurring as rare/irregular/very sparse breeders. We considered and integrated existing monitoring schemes into the plan. Species were divided according to habitats and census methods.

BIBLIOGRAFIA

- Andreotti A., 2006. Zone di Protezione Speciale: un nuovo approccio nel considerare le aree protette per la tutela degli uccelli selvatici. In Palumbo G (ed) L'Europa della Natura - Rete Natura 2000: uno strumento per proteggere la biodiversità. LIPU - BirdLife Italia: 51-57.
- Bibby C.J. & Collar N.J., 1992. Putting biodiversity on the map: priority areas for global conservation. International Council for Bird Preservation, Cambridge.
- BirdLife International, 2004a. Birds in the European Union: a status assessment. BirdLife International, Wageningen.
- Bock C.E., Jones Z.F., 2004, Avian habitat evaluation: should counting birds count? *Front. Ecol. Environ.*, 2: 403-410.
- Caldonazzi M., Pedrini P., Zanghellini S., 2005. La Lista Rossa degli Uccelli del Trentino. In: Pedrini P., Caldonazzi M., Zanghellini S. (eds), 2005. Atlante degli Uccelli nidificanti e svernanti in provincia di Trento. Museo Tridentino di Scienze Naturali, *Acta Biologica*, 80 (2003), suppl. 2, pp. 599-610.
- Fornasari L., de Carli E., Brambilla S., Buvoli S., Maritan E., Mingozzi T., 2002. Distribuzione dell'Avifauna nidificante in Italia: primo bollettino del progetto di Monitoraggio MITO2000. *Avocetta*, 26: 59-115.
- Haila Y., 1985. Birds as a tool in reserve planning. *Ornis Fennica*, 62: 96-100.
- Keast A. 1990. *Biogeography and Ecology of Forest Bird Communities*. SPB Academic.
- Padoa-Schioppa E., Baietto M., Massa R., Bottoni L., 2006. Bird communities as bioindicators: The focal species concept in agricultural landscapes. *Ecological Indicators*, 6: 83-93.
- Pedrini P., Caldonazzi M., Zanghellini S. (eds), 2005. Atlante degli Uccelli nidificanti e svernanti in provincia di Trento. Museo Tridentino di Scienze Naturali, Trento. *Studi Trentini di Scienze Naturali, Acta Biologica* 80 (2003) suppl. 2, 692 pp.
- Sergio F., Newton I., Marchesi L., 2005. Top predators and biodiversity. *Nature*, 436: 192.
- Tattoni C., Ferrari M., Rizzolli F., Geneletti D. & Pedrini P., 2009. Confronto tra modelli predittivi per la distribuzione di specie di interesse comunitario della Direttiva Uccelli. XIX Congresso S.It.E. Bolzano, 15-18 settembre 2009, abstract: 124.
- Wiens J.A., 1989. Landscape interactions, scaling and ecosystem dynamics. In: *Proceedings of the Fourth Annual Landscape Symposium*, Colorado State University.

RUOLO DELLA RETE NATURA 2000 IN EMILIA-ROMAGNA PER LE POPOLAZIONI DELLE SPECIE ORNITICHE DI INTERESSE COMUNITARIO E DEFINIZIONE DELLE PRIORITÀ DI CONSERVAZIONE E MONITORAGGIO

ROBERTO TINARELLI & ANDREA SERRA

Ecosistema s.c.r.l. – Viale Cappuccini, 2/D – 40026 Imola, BO (www.ecosistema.it)

INTRODUZIONE

Nell'ambito dei diversi programmi per finanziare Aree Protette e siti della rete Natura 2000, la Regione Emilia-Romagna ha avvertito la necessità di determinare le priorità di intervento, monitoraggio e ricerca per le specie e gli habitat che necessitano misure di conservazione. In tale contesto, una ricerca svolta nel 2008 (Ecosistema ined.), ha evidenziato il ruolo dei siti della rete Natura 2000 per gli 84 *taxa* ornitici di interesse comunitario regolarmente presenti in Emilia-Romagna ed ha definito un indice sintetico per giudicare stato e valore conservazionistico delle popolazioni regionali.

AREA DI STUDIO

L'area di riferimento per i dati relativi a stato e valore conservazionistico degli 84 *taxa* ornitici di interesse comunitario è rappresentata da tutto il territorio dell'Emilia-Romagna; inoltre, consistenza e distribuzione delle popolazioni nidificanti e svernanti sono state analizzate in funzione dei 146 siti della rete Natura 2000 presenti nel 2008, suddivisi in 127 SIC e 75 ZPS (di cui 56 coincidenti con SIC), con estensione complessiva di 256,932 ha, pari a circa il 12% del territorio regionale. Per la descrizione dei siti della rete Natura 2000 si rimanda a Tinarelli (2005) e al sito internet <http://www.regione.emilia-romagna.it/natura2000/>.

MATERIALI E METODI

Per ognuno degli 84 *taxa* ornitici di interesse comunitario è stato elaborato un indice (Indice complessivo sintetico di stato e valore conservazionistico a livello regionale - ICSSVC), sommando i punteggi dello "Stato di conservazione" e del "Valore a livello conservazionistico" (Tab. 1). Lo "Stato di conservazione" (S) è stato definito sommando i punteggi dei seguenti criteri.

A. Grado di conservazione degli elementi dell'habitat importanti per la specie in regione

- -1 = limitato (gli elementi dell'habitat importanti per la specie in regione non sono in buone condizioni o sono parzialmente degradati e il loro ripristino è difficile o impossibile);
- 0 = buono (gli elementi dell'habitat importanti per la specie in regione sono in condizioni buone e, se parzialmente degradati, il loro ripristino si presenta facile);

- +1 = eccellente (gli elementi dell'habitat importanti per la specie in regione sono in condizioni eccellenti e non richiedono interventi di ripristino);
- ? = non noto.

B. *Trend della popolazione riproduttiva nell'ultimo decennio*

- 1 = diminuzione
- 0 = stabile/fluttuante
- +1 = incremento
- ? = non noto

C. *Trend della popolazione svernante/migratrice nell'ultimo decennio*

- -1 = diminuzione
- 0 = stabile/fluttuante
- +1 = incremento
- ? = non noto

D. *Trend dell'areale regionale nell'ultimo decennio*

- -1 = decremento
- 0 = stabile
- +1 = incremento
- ? = non noto

Il "Valore a livello conservazionistico della popolazione regionale" (**V**) è stato definito sommando i punteggi dei seguenti criteri.

E. *Significatività della popolazione riproduttiva regionale a livello nazionale*

- +1 = popolazione non significativa (<2%)
- 0 = popolazione poco significativa ($\geq 2\% \leq 10\%$)
- -1 = popolazione significativa ($> 10\% < 80\%$)
- -2 = popolazione concentrata quasi esclusivamente in regione ($\geq 80\%$)
- ? = non noto

F. *Significatività della popolazione svernante / migratrice regionale a livello nazionale*

- +1 = popolazione non significativa (<2%)
- 0 = popolazione poco significativa ($\geq 2\% \leq 10\%$)
- -1 = popolazione significativa ($> 10\% < 80\%$)
- -2 = popolazione concentrata quasi esclusivamente in regione ($\geq 80\%$)
- ? = non noto

G. *Grado di concentrazione delle popolazioni riproduttive regionali*

- -2 = popolazioni riproduttive regionali concentrate in 1 solo sito
- -1 = popolazioni riproduttive regionali concentrate in pochi siti (<10)
- 0 = popolazioni riproduttive regionali diffuse in molti siti
- ? = non noto

H. *Rapporti con le core-area nazionali del taxon*

- 0 = popolazioni regionali completamente o in massima parte all'interno delle principali core-area nazionali del taxon

- 1 = popolazioni regionali completamente o in massima parte al di fuori delle principali core-area nazionali del taxon (popolazioni regionali al margine dell'areale e/o isolate)
- ? = non noto

I. Endemicità (Esclusività) del taxon

- -2 = *taxon* esclusivo dell'Emilia-Romagna
- -1 = *taxon* endemico italiano o sub endemico
- 0 = *taxon* non endemico

Quando anche un solo criterio non era noto né stimabile (?), la somma ha assunto il valore ? (“non noto”). In mancanza di serie storiche quantitative o in caso di insufficiente copertura rispetto al territorio regionale, gli indici di sintesi si sono basati su stime validate da esperti e sono riportati tra parentesi in Tab.1.

L'ICSSVC dei diversi *taxa* è stato categorizzato come segue:

- “SODDISFACENTE” se il valore di sintesi finale è ≥ 1
- “MEDIOCRE” se il valore di sintesi finale è = 0
- “INSODDISFACENTE” se il valore di sintesi finale è ≤ -1
- “INDETERMINATO” se almeno uno dei criteri non è noto (?)

RISULTATI

37 *taxa* su 84 hanno valore insoddisfacente dell'ICSSVC (Tab. 1); tale numero sale a 50 considerando anche i *taxa* con ICSSVC indeterminato ma stimato ≤ -1 . Tra essi vi sono 29 uccelli acquatici (esclusi rapaci e Passeriformi), soprattutto coloniali, le cui popolazioni regionali sono concentrate principalmente o esclusivamente nel Parco regionale del Delta del Po, 9 rapaci (2 notturni, 2 legati alle zone umide e gli altri agli ambienti aperti), 9 Passeriformi di cui 7 migratori transahariani.

Lo studio ha evidenziato anche l'importanza dei siti della rete Natura 2000 per le popolazioni regionali nidificanti e svernanti. All'interno di questi, sono presenti la totalità della popolazione nidificante di 16 *taxa*, il 90-100% della popolazione di 11 *taxa*, il 70-90% della popolazione di 3 *taxa* e tra il 30% e il 70% delle popolazioni degli altri *taxa* nidificanti. Inoltre risulta all'interno di siti della rete Natura 2000 la totalità della popolazione svernante di 11 *taxa*, il 90-100% della popolazione di 12 *taxa*, il 70-90% della popolazione di 3 *taxa* e tra il 30% e il 70% delle popolazioni degli altri *taxa*. Nel caso di *taxa* diffusi su gran parte del territorio regionale, le popolazioni nidificanti e svernanti all'interno dei siti della rete Natura 2000 risultano logicamente inferiori al 30%, soprattutto perché i suddetti siti costituiscono appena il 12% del territorio regionale.

CONCLUSIONI

L'Indice complessivo sintetico di stato e valore conservazionistico a livello regionale (ICSSVC) permette ai soggetti pubblici che hanno l'obbligo di conservare attivamente la biodiversità di definire rapidamente priorità di intervento e linee di azione, mentre l'utilizzo di altri strumenti più completi, ma più complessi, non consentireb-

	A	B	C	D	S (ABCD)	E	F	G	H	I	V (EFGHI)	ICSSVC
Fratino	-1	-1	-1	-1	-4	0	0	-1	0	0	-1	-5
Fraticeello	-1	-1		-1	-3	-1		-1	0	0	-2	-5
Mignattino piombato	-1	1	0	0	0	-2	-2	-1	0	0	-5	-5
Tarabusino	-1	-1		-1	-3	-1		0	0	0	-1	-4
Albanella reale	0	-1	0	0	-1	-2	1	-2	0	0	-3	-4
Forapaglie castagnolo	-1	-1		-1	-3	0	0	-1	0	0	-1	-4
Starna	-1	? (-1)		? (-1)	? (-3)	? (1)		? (-1)	0	-1	? (-1)	? (-4)
Gufo reale	-1	? (-1)		? (-1)	? (-3)	0		-1	0	0	-1	? (-4)
Balia dal collare	0	-1	? (-1)	-1	? (-3)	1	? (-1)	-1	1	0	? (-1)	? (-4)
Marangone minore	-1	1	1	1	2	-2	-1	-2	0	0	-5	-3
Nitticora	0	-1	0	0	-1	-1	-1	0	0	0	-2	-3
Nibbio bruno	-1	-1		-1	-3	1		-1	0	0	0	-3
Pernice di mare	-1	0		0	-1	-1		-1	0	0	-2	-3
Beccapesci	-1	-1	0	0	-2	-1	1	-1	0	0	-1	-3
Sterna comune	-1	1	0	0	0	-2	-1	0	0	0	-3	-3
Calandro	0	-1		-1	-2	-1	?	0	0	0	-1	-3
Averla piccola	-1	-1		-1	-3	0		0	0	0	0	-3
Averla cenerina	-1	-1		-1	-3	0		0	0	0	0	-3
Ortolano	-1	-1		-1	-3	0		0	0	0	0	-3
Succiacapre	-1	-1		? (-1)	? (-3)	0		0	0	0	0	? (-3)
Garzetta	0	-1	1	0	0	-1	-1	0	0	0	-2	-2
Airone rosso	-1	-1		1	-1	-1		0	0	0	-1	-2
Mignattaio	0	0	1	0	1	-1	-1	-1	0	0	-3	-2
Spatola	0	1	1	0	2	-2	-1	-1	0	0	-4	-2
Fenicottero	-1	1	1	1	2	-1	-1	-2	0	0	-4	-2
Moretta tabaccata	-1	0	-1	1	-1	-1	0	0	0	0	-1	-2
Falco di palude	0	0	0	0	0	-1	-1	0	0	0	-2	-2
Falco cuculo	0	1	0	1	2	-2	-1	-1	0	0	-4	-2
Combattente	0		-1	0	-1		-1			0	-1	-2
Gabbiano corallino	-1	1	0	0	0	-2	1	-1	0	0	-2	-2
Sterna zampenere	-1	1		0	0	-1		-1	0	0	-2	-2
Mignattino comune	0		-1	0	-1		-1			0	-1	-2
Martin pescatore	0	0	0	0	0	-1	-1	0	0	0	-2	-2
Calandrella	-1	-1		-1	-3	1		0	0	0	1	-2
Tottavilla	0	-1		0	-1	-1		0	0	0	-1	-2
Gufo di palude	-1		? (0)	? (0)	? (-1)		-1			0	-1	? (-2)
Falco pecchiaiolo	0	0		0	0	-1		0	0	0	-1	-1
Albanella minore	0	0		0	0	-1		0	0	0	-1	-1
Lanario	-1	0	0	0	-1	0	0	-1	1	0	0	-1
Pittima minore	0		0	0	0		-1			0	-1	-1
Piro piro boschereccio	0		0	0	0		-1			0	-1	-1
Bigia padovana	0	-1		-1	-2	1		-1	1	0	1	-1
Strolaga minore	0		? (-1)	0	? (-1)		0			0	0	? (-1)
Strolaga mezzana	0		? (-1)	0	? (-1)		0			0	0	? (-1)
Voltolino	0	? (1)	? (0)	? (1)	? (2)	-1	? (-1)	-1	0	0	? (-3)	? (-1)
Schiribilla	0	? (1)	? (0)	? (1)	? (2)	-1	? (-1)	-1	0	0	? (-3)	? (-1)
Re di quaglie	-1		? (0)	? (0)	? (0)		? (-1)			0	? (-1)	? (-1)
Crocolone	0		? (0)	? (0)	? (0)		? (-1)			0	? (-1)	? (-1)
Falaropo beccosottile	0		? (0)	0	? (0)		? (-1)			0	? (-1)	? (-1)
Sterna maggiore	0		? (0)	0	? (0)		? (-1)			0	? (-1)	? (-1)
Tarabuso	-1	1	1	1	2	-1	-1	0	0	0	-2	0
Sgarza ciuffetto	-1	1		1	1	-1		0	0	0	-1	0
Airone bianco maggiore	0	1	1	1	3	-2	-1	0	0	0	-3	0
Cicogna nera	-1		1	1	1		-1			0	-1	0

continua

	A	B	C	D	S (ABCD)	E	F	G	H	I	V (EFGHI)	ICSSVC
Cicogna bianca	-1	1	1	1	2	-1	-1	0	0	0	-2	0
Pesciaiola	0		1	0	1		-1			0	-1	0
Nibbio reale	0		0	0	0		0			0	0	0
Aquila di mare	0		0	0	0		0			0	0	0
Aquila anatraia maggiore	0		0	1	1		-1			0	-1	0
Falco pescatore	0		0	0	0		0			0	0	0
Avocetta	-1	1	1	1	2	-1	-1	0	0	0	-2	0
Gabbiano roseo	-1	1	0	0	0	0	1	-1	0	0	0	0
Aquila anatraia minore	0		? (0)	? (0)	? (0)		? (0)			0	? (0)	? (0)
Piviere tortolino	1		? (0)	? (0)	? (1)		? (-1)			0	? (-1)	? (0)
Pettazzurro	0		? (0)	? (1)	? (1)		? (-1)			0	? (-1)	? (0)
Pagliarolo	0		? (0)	? (0)	? (0)		? (0)			0	? (0)	? (0)
Aquila reale	-1	1	1	0	1	0	0	0	0	0	0	1
Pellegrino	0	1	1	1	3	-1	-1	0	0	0	-2	1
Gru	0		1	1	2		-1			0	-1	1
Cavaliere d'Italia	0	1	0	1	2	-1	0	0	0	0	-1	1
Occhione	-1	1	1	1	2	-1	0	0	0	0	-1	1
Sacro	1		? (0)	? (0)	? (1)		? (0)			0	? (0)	? (1)
Biancone	0	1	1	1	3	0	0	-1	0	0	-1	2
Aquila minore	0		1	1	2		0			0	0	2
Smeriglio	1		1	1	3		-1			0	-1	2
Piviere dorato	1		1	1	3		-1			0	-1	2
Ghiandaia marina	-1	1		1	1	1		-1	1	0	1	2
Picchio nero	0	1		1	2	1		-2	1	0	0	2
Svasso cornuto	0		? (0)	0	? (0)		1			0	1	? (2)
Magnanina	1	? (0)		? (0)	? (1)	1		-1	1	0	1	? (2)
Casarca	0		1	1	2		1			0	1	3
Marangone dal ciuffo	0		1	1	2		1			0	1	3
Grillaio	0	1	1	1	3	1	0	-1	1	0	1	4
Albanella pallida	0		?	?	?		?			0	?	?

Tab. 1. Riepilogo dei valori riportati per ognuno dei criteri utilizzati per la valutazione di stato e valore conservazionistico degli 84 taxa di interesse comunitario regolarmente presenti in Emilia-Romagna. I taxa sono elencati per ordine di priorità (dal più importante al meno importante) in riferimento all'Indice complessivo sintetico di stato e valore conservazionistico a livello regionale (ICSSVC). Per la legenda si veda Materiali e Metodi.

ICSSVC	taxa di interesse comunitario	taxa prioritari (secondo il Comitato ORNIS)
Soddisfacente ICSSVC ≥ 1	Misure di conservazione Ausplicabili	Misure di conservazione Ausplicabili
Mediocre ICSSVC = 0	Misure di conservazione Necessarie	Misure di conservazione Urgenti
Insoddisfacente ICSSVC ≤ -1	Misure di conservazione Urgenti	Misure di conservazione Molto urgenti
Indeterminato ICSSVC = ?	Misure di conservazione Necessarie	Misure di conservazione Necessarie

Tab. 2. Priorità di applicazione delle misure di conservazione in relazione al valore dell'ICSSVC e alla lista del Comitato ORNIS.

be una valutazione economica ed utile in tempi brevi sull'insieme di habitat e specie da tutelare. Peraltro, le informazioni necessarie per elaborare l'ICSSVC possono essere riutilizzate anche per produrre gli indici più complessi.

L'aggiornamento periodico dei dati relativi ad ogni *taxon* può garantire infine l'aggiornamento automatico e trasparente dell'ICSSVC e, quindi, delle priorità di intervento stesse.

Le priorità di applicazione delle misure di conservazione che interessano i vari *taxa* possono essere stabilite in relazione alle categorie dei valori dell'ICSSVC e alla lista del Comitato ORNIS (vedi Tab. 2). Nel caso del "Programma triennale per il sistema regionale delle Aree protette e dei siti della rete Natura 2000" della Regione Emilia-Romagna sono state definite le seguenti "Misure di conservazione":

- MOLTO URGENTI = azioni a priorità 1 la cui realizzare deve avviarsi immediatamente dal primo anno del Programma,
- URGENTI = azioni a priorità 1 la cui realizzare deve avviarsi entro il triennio di validità del Programma,
- NECESSARIE = azioni a priorità 2 la cui realizzare può avviarsi entro il triennio di validità del Programma,
- AUSPICABILI = azioni a priorità 3 la cui realizzare può avviarsi entro il triennio di validità del Programma.

Lo stesso schema di definizione delle priorità è stato adottato per le attività di monitoraggio.

Ringraziamenti. Ringraziamo sentitamente Francesco Besio, Monica Palazzini, Enzo Valbonesi della Regione Emilia-Romagna per la collaborazione prestata durante la ricerca.

Summary

Role of Natura 2000 network in Emilia-Romagna for bird populations of community interest and assessment of conservation and monitoring priorities

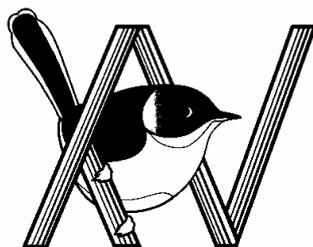
In the framework of regional financing programmes for Natura 2000 network in Emilia-Romagna a concise and cheap index (ICSSVC) has been elaborated on the basis of 9 criteria to point out priorities for conservation measures and monitoring activities (Tab. 1). 50 *taxa* have unfavourable values (≤ -1) of the index ICSSVC. The importance of Natura 2000 network for bird populations of community interest with different value of ICSSVC is reported both for breeders and wintering.

BIBLIOGRAFIA

- Ecosistema, 2008. Definizione di checklist regionali provvisorie con approfondimenti su specie/habitat target a supporto della redazione del Programma per il sistema regionale delle Aree protette e dei Siti della Rete Natura 2000. Regione Emilia-Romagna - Direzione Generale Ambiente e Difesa del suolo e della Costa. Rapporto inedito.
- Tinarelli R. (a cura di), 2005. La rete Natura 2000 in Emilia-Romagna. Servizio Parchi e Risorse forestali della Regione Emilia-Romagna, Editrice Compositori, Bologna. 288 pp.

Workshop
IL MONITORAGGIO DELLA RETE
NATURA 2000

POSTER



**RISULTATI DI 5 ANNI DI PROGETTO PRISCO NELLA RISERVA
NATURALE REGIONALE “RIPA BIANCA” DI JESI (ZPS IT5320009)
(ITALIA CENTRO-ORIENTALE)**

GABRIELE ANGELETTI, ELENA BRESCA, PIERFRANCESCO GAMBELLI, PIETRO POLITI
& CLAUDIO SEBASTIANELLI

Associazione Arca – Via Bonopera, 88 – 60019 Senigallia, AN (info@associazionearca.eu)

La Riserva Naturale Regionale Ripa Bianca di Jesi (AN) si estende su una superficie di 296 ettari, comprendendo al suo interno il fiume Esino per circa 5 km, oltre a porzioni di bosco ripariale e ambienti agricoli.

A partire dall'anno 2004 è stato avviato il PROgetto di Inanellamento a Sforzo COstante PRISCO, coordinato su base nazionale dall'ISPRA, per monitorare le popolazioni di piccoli passeriformi durante la nidificazione. In accordo con quanto richiesto dal protocollo, l'inanellamento è stato condotto per 12 sessioni nel periodo maggio - agosto di ogni anno. I transetti attivati sono stati distribuiti nelle tipologie ambientali presenti all'interno della Riserva: in prossimità dell'argine del fiume Esino, all'interno del bosco ripariale e nell'area agricola. Nell'ultimo anno di attività è stato attivato un nuovo transetto in corrispondenza di un prato allagato realizzato dal soggetto gestore, dove si è progressivamente consolidato un canneto. Le catture di questo transetto non sono state usate per le elaborazioni relative ai confronti nei diversi anni tra le specie principali. In queste elaborazioni sono stati presi in considerazione unicamente gli animali catturati per la prima volta nell'anno.

Nei cinque anni di attività sono state effettuate 3626 catture, ripartite tra 61 specie. Nell'ordine le specie più catturate sono state: Passera mattugia *Passer montanus*, Capinera *Sylvia atricapilla*, Usignolo *Luscinia megarhynchos*, Usignolo di fiume *Cettia cetti*, Merlo *Turdus merula* e Pettiroso *Erithacus rubecula*.

La Passera mattugia frequenta prevalentemente l'ambiente agricolo come ambiente di alimentazione successivamente alla raccolta delle colture. La maggior parte delle catture riguarda gruppi di individui in alimentazione, presentando una forte variabilità tra singole sessioni e tra diversi anni, ragione per cui non sono state approfondite le analisi su questa specie. Le altre 5 specie occupano l'area della Riserva in maniera stabile durante il periodo della nidificazione. L'analisi dell'andamento delle catture nei diversi anni, considerando separatamente i giovani dell'anno (classe 3 EURING) e gli adulti (classi 4, 5 e 6), ha permesso di evidenziare alcune tendenze (Fig. 1).

Per quanto riguarda gli adulti, Usignolo, Usignolo di fiume e Capinera sono rimasti costantemente sotto il numero di catture del primo anno di attività. Tuttavia con il test del χ^2 non è stato possibile evidenziare differenze statisticamente significative tra un anno e l'altro. Il Pettiroso e il Merlo risultano avere un andamento oscillante intorno al valore del 2004. Per la prima specie le oscillazioni sono limitate, mentre

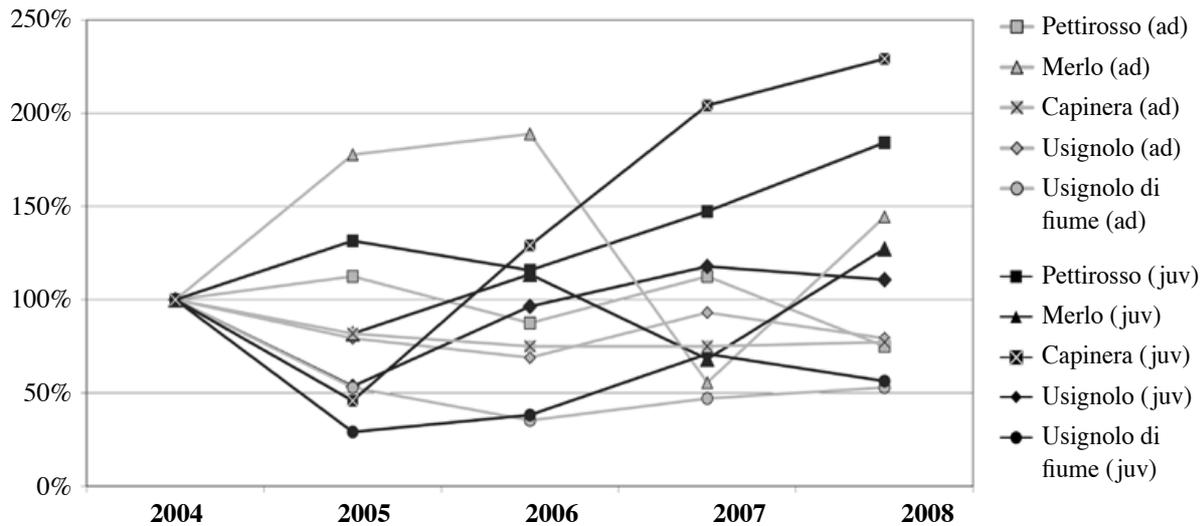


Fig. 1. Variazione nelle catture di adulti (simboli grigi) e giovani (simboli neri) delle principali specie nel quinquennio di indagine.

nel caso del Merlo sono molto evidenti, con un decremento statisticamente significativo tra 2006 e 2007 ($\chi^2 = 5,50$, $P < 0,05$).

Considerando i giovani, il Pettirosso negli anni ha presentato un'oscillazione intorno al valore iniziale in analogia con quanto osservato negli adulti, mentre nelle altre 4 specie si è registrato un decremento più o meno accentuato tra 2004 e 2005. Per l'Usignolo di fiume questo decremento è stato più marcato ($\chi^2 = 20,34$, $P < 0,01$) e nel 2008 la consistenza dei giovani, pur se incrementata, è rimasta ancora sotto il dato iniziale, al contrario di quanto osservato per le altre specie. La sua diminuzione tra 2004 e 2005 è riferibile principalmente alla drastica riduzione di catture nell'ambiente agricolo (nei giovani si è passati da 38 a 2 catture, mentre negli adulti da 12 a 0). Livelli bassi di catture in questo habitat sono stati mantenuti anche negli anni successivi. Nel confronto 2004-05 anche per la Capinera il calo di giovani catturati è risultato statisticamente significativo ($\chi^2 = 4,11$, $P < 0,05$). La generalizzata differenza nel numero di catture complessivo tra 2004 e 2005 potrebbe in parte essere spiegata dalla rigidità della stagione invernale, caratterizzata da abbondanti e prolungate precipitazioni nevose a partire dalla fine del mese di gennaio 2005 nell'intorno della Riserva. In aree limitrofe è stato riscontrato un calo notevole di soggetti presenti nel periodo invernale (Angeletti et al., 2005). Le consistenze dei giovani catturati delle altre 4 specie considerate oltre al Pettirosso hanno evidenziato negli anni successivi un progressivo aumento, che tra 2005 e 2006 mostra significatività statistica per la Capinera ($\chi^2 = 8,60$, $P < 0,01$) e tra 2006 e 2007 per l'Usignolo di fiume ($\chi^2 = 4,82$, $P < 0,05$).

Tre specie di interesse comunitario sono state catturate nel quinquennio: Martin pescatore *Alcedo atthis*, Averla piccola *Lanius collurio* e Balia dal collare *Ficedula albicollis*. Per quest'ultima si tratta di 2 catture occasionali avvenute nel 2006. Le cat-

ture di Martin pescatore non hanno subito variazioni statisticamente significative negli anni, né per il numero di adulti né per quello dei giovani. Il numero di adulti catturato oscilla tra 1 e 4, mentre quello dei giovani tra 10 e 17. Al contrario, il numero di catture di Averla piccola ha visto una drastica riduzione, fino all' unico esemplare del 2008, contro i 10 individui del primo anno di attività. Inoltre solo nel 2004 sono state effettuate ricatture (4). Va evidenziato che nel primo anno di attività in prossimità del transetto nell'area agricola, dove è stata effettuata la quasi totalità delle catture di questa specie, era presente un'estesa superficie ad erba medica. Dalla lettura dei dati nei diversi anni, l'eliminazione di questa coltura sembra aver influito negativamente sulla presenza dell'Averla piccola, senza che le azioni di miglioramento ambientale adottate all'interno della Riserva (conversione all'agricoltura biologica di parte dei terreni presenti e messa a dimora di numerosi metri lineari di siepi) abbiano avuto un effetto positivo.

Tra le specie SPEC (BirdlifeInternational, 2004) sono state catturate 3 SPEC2: Lù verde *Phylloscopus sibilatrix*, Codiroso *Phoenicurus phoenicurus* e Assiolo *Otus scops*. Esemplari di quest'ultima specie sono stati catturati sia nel 2005 che nel 2006, mentre le altre due specie, anche se catturate sempre senza evidenze di riproduzione in atto (placca incubatrice o protuberanza cloacale), dimostrano di frequentare costantemente l'area. Altre 14 specie catturate sono invece considerate SPEC3, per un numero complessivo di specie di particolare interesse conservazionistico pari a quasi il 28% di quelle catturate.

Ringraziamenti. Si ringrazia il direttore della Riserva Naturale Regionale Ripa Bianca di Jesi dott. David Belfiori per la disponibilità e la sensibilità dimostrate nel permettere la realizzazione del progetto. Si ringraziano inoltre tutti i soci dell'ARCA che hanno collaborato attivamente al progetto, in particolare Raffaella Gattini e Gabriella Malanga.

Summary

Results of a five years constant effort site activity in the Regional Natural Reserve of "Ripa Bianca" - Jesi (SPA IT5320009) (Middle Eastern Italy)

A constant effort site was active in the Ripa Bianca Natural Reserve - Middle Eastern Italy during the years 2004-08. Five years of ringing activity results are resumed in this work. Sixty-one species have been caught. Three of the *ringed* species - *Alcedo atthis*, *Lanius collurio* and *Ficedula albicollis* - are listed in Annex I to Directive 409/79 EU. Seventeen SPEC.

BIBLIOGRAFIA

- Angeletti G., Bresca E., Gambelli P., Politi P., Sebastianelli C., 2005. Comunità ornitica svernante nell'impianto di fitodepurazione di Jesi (Ancona). *Avocetta*, 29 (N.S.): 43.
- BirdLife International 2004. Birds in Europe. Populations Estimates, Trends and Conservation Status. BirdLife International, Cambridge U.K., BirdLife Conservation Series n° 12.

L'ATLANTE DEGLI UCCELLI NIDIFICANTI NEL PARCO NATURALE REGIONALE DEI MONTI SIMBRUINI (LAZIO, ITALIA CENTRALE): DATI PRELIMINARI

EMILIANO DE SANTIS⁽¹⁾, ALBERTO SORACE⁽²⁾ & LUCA TARQUINI⁽³⁾

⁽¹⁾ *Parco Naturale Regionale dei Monti Simbruini, Servizio Monitoraggio e Sorveglianza
Via dei Prati, 5 – 00020 Jenne, RM (emiliano.ds@inwind.it)*

⁽²⁾ *PARUS, Associazione per lo studio e l'educazione ambientale*

⁽³⁾ *Parco Naturale Regionale dei Monti Simbruini, Servizio Tecnico Naturalistico*

Il Parco Naturale Regionale dei Monti Simbruini è l'area protetta più estesa del Lazio (300 Km²), ricade quasi interamente nella ZPS Monti Simbruini-Ernici (IT6050008) e al suo interno sono presenti 6 SIC. Nel 2007, l'Ente Parco ha avviato l'indagine per la realizzazione dell'Atlante, conscio che, a scala d'area protetta, gli atlanti sono riconosciuti come strumenti particolarmente utili per analizzare la distribuzione delle specie nello spazio e nel tempo (Sutherland et al., 2004). A tal fine, il territorio del Parco è stato suddiviso con una griglia di 2 Km di lato per un totale di 90 quadranti. Per avere informazioni sull'abbondanza delle varie specie ornitiche, nel triennio 2007-2009, sono stati effettuati 450 punti acustico-visivi della durata di 10 minuti (ripetuti due volte all'interno della stagione riproduttiva: la prima tra Aprile-Maggio, la seconda tra Giugno-Luglio), stratificati in base agli ambienti presenti. Questi comprendono aree boschive (72,29%), in particolare boschi di faggio (37,84%), praterie aride calcaree e praterie d'alta quota (14,6%), arbusteti (8,31%), seminativi in aree non irrigue (3,54%) e aree urbanizzate (1,26%). I dati ottenuti con i punti d'ascolto sono stati integrati con le informazioni raccolte dal Servizio Monitoraggio e Sorveglianza e Servizio Tecnico Naturalistico del Parco, durante la realizzazione di vari progetti di monitoraggio su specie a priorità di conservazione (ad es: Picchio dorso-bianco *Dendrocops leucotos lilfordi*, Coturnice *Alectoris graeca*, Gracchio corallino *Phyrrocorax phyrrocorax*) in collaborazione con associazioni ambientaliste (LIPU, vedi Bernoni et al., 2008) ed enti pubblici (ARP e ISPRA, già-INFS e APAT, vedi Sorace et al., presente volume).

In totale, sono state censite 106 specie nidificanti, di cui 34 non Passeriformi (32,07%) e 72 Passeriformi (67,93%). Alcune specie come il Grifone *Gyps fulvus*, il Biancone *Circaetus gallicus* e il Lanario *Falco biarmicus* sono risultate nidificanti in aree limitrofe ma utilizzano il territorio del parco per l'alimentazione. Altre specie necessitano di ulteriori approfondimenti per determinarne lo status riproduttivo o di estivanti. Tra le specie nidificanti, 13 sono inserite nell'All. 1 della Dir. Uccelli 79/409/CEE, 30 sono incluse nella Lista Rossa Nazionale (LIPU & WWF, 1999) e 36 sono SPEC 2 o 3 (BirdLife International 2004). In Fig 1, sono raffigurate le cartine di distribuzione (nidificazione eventuale, probabile e certa) di 4 specie a priorità

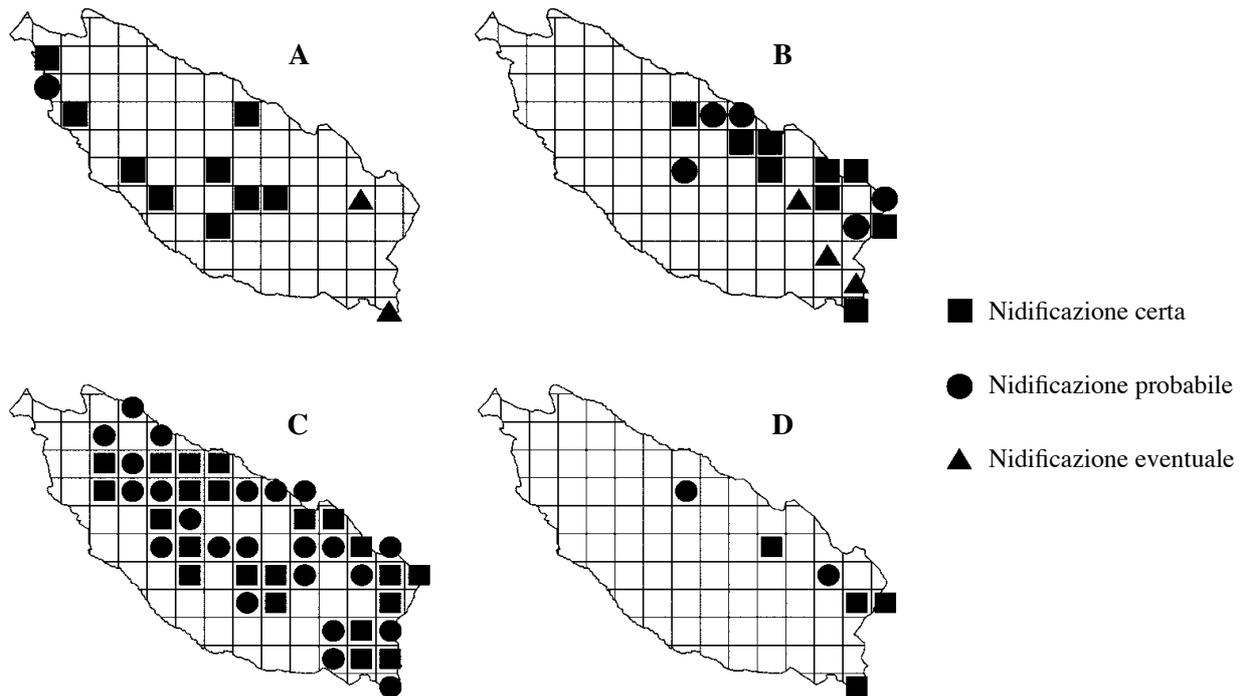


Fig. 1. Distribuzione di *Falco Pellegrino* (A); *Coturnice* (B), *Picchio dorsobianco* (C) e *Gracchio corallino* (D) nel Parco.

di monitoraggio (DGR 497/07 della Regione Lazio per le specie ornitiche in All. 1 della Dir. 79/409/CEE): *Falco pellegrino* *Falco peregrinus*, *Coturnice*, *Picchio dorsobianco*, *Gracchio corallino*.

Il *Falco pellegrino* è risultato ben distribuito su tutto il territorio del parco con 9 coppie certe, 1 probabile, 2 coppie eventuali. La specie è in associazione con le valli più incise del Parco (Alta Valle dell'Aniene, Valle del Simbrivio) dove sono maggiormente presenti le aree rupestri quali utili siti di nidificazione. Le coppie certe (intese come coppie il cui ciclo riproduttivo è stato portato a termine) non sono state registrate contemporaneamente in tutti gli anni di rilevamento a causa di probabili dinamicismi nella popolazione e per la competizione con altre specie come il Corvo imperiale *Corvus corax* (De Santis, 2006). La *Coturnice* è risultata presente come nidificante in 17 quadranti (9 certa, 5 probabile, 3 eventuale). La sua distribuzione è in relazione alle aree montane con presenza di pascoli e praterie d'alta quota e disponibilità di complessi rocciosi. Il *Picchio dorsobianco* è risultato presente in 46 quadranti (23 con nidificazione certa e 23 con nidificazione probabile), tutti caratterizzati dalla presenza di faggete (ambiente quasi esclusivo per la specie in Appennino). Il *Gracchio corallino* occupa 6 quadranti (4 con nidificazione certa, 2 probabile) distribuiti nella parte più orientale (quella a maggior altitudine) del Parco, a partire dal complesso Monte Autore - Monte Tarino, sito non rilevato precedentemente nell'Atlante dei Nidificanti del Lazio (Boano et al., 1995), fino alla catena Monti Cantari – Monti Ernici dove la presenza è più continua.

Per la prima volta dall'istituzione dell'area protetta (Legge Regionale 8/83) e comunque dall'istituzione di un Ente di gestione (fine anni '90) dell'area, è stata definita la distribuzione di alcune specie di interesse comunitario nel territorio del Parco. I dati elaborati per l'Atlante saranno utili in futuro per riscontrare differenze nella distribuzione ed abbondanza delle specie nidificanti. Inoltre l'Atlante sarà uno strumento utile di documentazione delle emergenze naturalistiche per l'aggiornamento del Piano d'assetto, di Assestamento Forestale, di Sviluppo economico, turistico e sociale del Parco.

Ringraziamenti. Si ringraziano Corrado Battisti, Mino Calò, il Direttore Maurizio Fontana per aver supportato il progetto in fase di finanziamento ed ufficializzazione, tutti i rilevatori che hanno collaborato alla raccolta dati (Enzo Savo, Mauro Bernoni, Tommaso Campedelli, Guglielmo Londi, Emanuela Lorenzetti, Daniele Taffon, Michele Cento, Carlo Catoni, Luca Demartini), i Guardiaparco e il personale dell'Ufficio Tecnico Naturalistico che hanno collaborato alle uscite sul campo.

Summary

The Breeding Bird Atlas of Regional Natural Park of Simbruini Mountains (Latium, Central Italy): preliminary data

The Regional Natural Park of Simbruini Mountains is the largest protected area in the Latium region. The area is also a Special Protected Area for birds. In order to achieve data on bird species distribution, an Atlas of breeding birds has been carried out during the breeding seasons 2007-2009. Besides the records collected during many specific projects on birds of conservation concern, 450 point counts were carried out. Distribution of four important species (*Falco peregrinus*, *Dendrocops leucotos*, *Alectoris graeca*, *Phyrrocorax phyrrocorax*) are shown.

BIBLIOGRAFIA

- Bernoni M., Brunelli M., De Santis E., Sarrocco S. e Cecere J.G., 2009. Distribuzione e stima della popolazione di Gracchio corallino *Phyrrocorax phyrrocorax* e di Gracchio alpino *Phyrrocorax graculus* nel Lazio (Italia centrale). Riv. ital, Orn. 78: 11 -21.
- BirdLife International, 2004. Birds in Europe: population estimates, trends and conservation status. BirdLife International. (BirdLife Conservation Series No. 12), Cambridge.
- Boano A., Brunelli M., Bulgarini F., Montemaggiori A., Sarrocco S. e Visentin M., 1995. Atlante degli uccelli nidificanti nel Lazio. Alula II: 1-224.
- De Santis E., 2006. Nuovo sito di nidificazione del Corvo imperiale *Corvus corax* nel Lazio (Monti Simbruini) - Alula, XIII (1-2): 195-197.
- LIPU & WWF (a cura di). Calvario E., Gustin M., Sarrocco S., Gallo-Ursi U., Bulgarini F., Fraticelli F., 1999. Nuova Lista Rossa degli Uccelli nidificanti in Italia. Riv.Ital.Orn., 69: 3-43.
- Sorace A, Guglielmi S. , Properzi S., Riga F., Trocchi W., Artese C., De Santis E., Latini R. e Scalis M. *in stampa*. Stato di conservazione e distribuzione della Coturnice (*Alectoris graeca*) nel Lazio. Atti del XV Convegno Italiano di Ornitologia, Sabaudia (LT).
- Sutherland W.J., Newton I. e Green R.E., 2004. Bird ecology and conservation. Oxford University Press.

LA “CANELLONA”: UN *HOT-SPOT* PER L’AVERLA PICCOLA *Lanius collurio*

SERGIO FASANO, LUCA BAGHINO & ANTONIO ALUIGI

Ente Parco del Beigua – Via Marconi, 165 – 16011 Arenzano (GE) (biodiv@parcobeigua.it)

Nel corso degli anni 2006-2009 l’Ente Parco del Beigua ha attuato, nell’area protetta e nella connessa ZPS IT1331578 Beigua - Turchino (che complessivamente occupano una superficie di circa 145 chilometri quadrati), un dettagliato piano di monitoraggio dell’avifauna nidificante che comprende:

- caratterizzazione e monitoraggio della comunità ornitica mediante punti d’ascolto;
- esecuzione di transetti lineari con stima delle distanze mirati a specie legate ad aree prative ed arbusteti (Tottavilla *Lullula arborea*, Calandrella *Calandrella brachydactyla*, Calandro *Anthus campestris*, Averla piccola *Lanius collurio*, Ortolano *Emberiza hortulana*), ad ambienti di macchia mediterranea (Magnanina *Sylvia undata*), ad ambienti xero-termofili e pendii aridi (Codirossone *Monticola saxatilis*) ed alle praterie montane e sub-montane (Pernice rossa *Alectoris rufa*);
- censimento dei maschi cantori di Succiacapre *Caprimulgus europaeus*;
- monitoraggio delle coppie nidificanti di Falco pecchiaiolo *Pernis apivorus*, Biancone *Circaetus gallicus*, Astore *Accipiter gentilis*, Aquila reale *Aquila chrysaetos*, Pellegrino *Falco peregrinus*, Gufo reale *Bubo bubo*, Picchio nero *Dryocopus martius* e Merlo acquaiolo *Cinclus cinclus*.

Durante queste attività di monitoraggio, in uno dei settori indagati, sono state riscontrate densità riproduttive di Averla piccola particolarmente elevate. L’area di studio, che si colloca in prossimità dei toponimi “Canellona” e “Case Voltino” (comuni di Genova e Mele, provincia di Genova), ricade all’interno del SIC IT1331402 Beigua - Monte Dente - Gargassa - Pavaglione e parzialmente nella ZPS IT1331578 Beigua - Turchino; sita a quote comprese tra i 500 ed i 600 metri s.l.m., con un’estensione di circa 140 ettari, essa è caratterizzata da successioni di prato-pascoli alternati a formazioni arbustive con prevalenza di *Erica* sp. e *Rubus* sp. (che occupano complessivamente circa 90 ettari) inframmezzati a boschi misti.

La popolazione in esame è stata censita negli anni 2007, 2008 e 2009 monitorando una superficie di circa 40 ettari mediante mappaggio dei territori (Bibby et al., 2000) e, negli anni 2008 e 2009, è stato adottato anche il metodo dei transetti lineari con rilevamento della distanza *Distance Sampling* (Buckland et al., 2001), rilevando cioè, durante il tragitto percorso a piedi, la distanza perpendicolare degli individui (o gruppi) osservati dalla linea del transetto. Le assunzioni fondamentali di questo metodo sono ampiamente descritte da Buckland et al. (1993) e trattate, per il contesto italiano, da Boano e Toffoli (2002), Boano et al. (2005) e Mezzavilla et al. (2005). Il metodo è stato applicato secondo le indicazioni fornite da Buckland et al. (2001);

in particolare: i singoli individui o i gruppi di uccelli sono stati considerati nel loro punto di osservazione iniziale, la distanza perpendicolare rispetto al transetto è stata misurata con un telemetro (Leica LRF 900), le osservazioni dubbie non sono state considerate, i transetti sono stati scelti sufficientemente distanti tra loro da evitare doppi conteggi.

Adottando il metodo della *Nearest-Neighbour-Distance* (Newton 1976) si ottiene una densità media di 59,7 coppie/Kmq (2007: 44,1 coppie/Kmq, distanza media tra i territori 102 metri, ds=75, n=13; 2008: 71,3 coppie/Kmq, distanza media tra i territori 91 metri, ds=135, n=15; 2009: 63,8 coppie/Kmq, distanza media tra i territori 124 metri, ds=102, n=13). I valori di distanza standardizzata (2007: 0,95; 2008: 0,91; 2009: 1,15) indicano un maggior raggruppamento dei territori negli anni 2007 e 2008 rispetto a quanto riscontrato nel 2009.

I dati raccolti applicando il metodo *Distance Sampling* sono stati elaborati con il software Distance 5.0 (Buckland et al., 2001, Thomas et al., 2005), ottenendo una densità di 108,98 individui/Kmq (CV=0,139; 2008: 123,11 individui/Kmq; 2009: 94,84 individui/Kmq), valori sostanzialmente comparabili con quanto ottenuto mediante il mappaggio.

Le densità rilevate alla “Canellona”, pur considerando le ridotte dimensioni dell’area ed il fatto che essa rappresenti con ogni probabilità un habitat ottimale per la specie, risultano decisamente elevate se confrontate con quanto noto in Italia (Lombardia 2,2 coppie/Kmq, Cambi & Micheli 1986; Abruzzo 1,26 coppie/Kmq, AA.VV. 2004) ed in Europa (Belgio 2,85 coppie/Kmq; Olanda 5,25 coppie/Kmq; Lituania 0,67 coppie/Kmq; Polonia 8-62 coppie/Kmq; Germania 2-4 coppie/Kmq; Bulgaria 2,2-16,9 coppie/Kmq; Svezia 0,5 coppie/Kmq; Danimarca 0,16-0,24 coppie/Kmq, con 0,4-0,6 coppie/Kmq in habitat ottimali; Repubblica Ceca: 12,3 individui/Kmq nei prati stabili, 27,9-33,0 individui/Kmq in strutture militari abbandonate (Cramp & Perrins 1993, Hagemeyer & Blair 1997, Stastny & Bejcek 2004)).

Summary

“Canellona”: a hot-spot for the Red-backed Shrike *Lanius collurio*

During 2007, 2008 and 2009, in one of the areas examined as a part of ornithological monitoring activities implemented since 2006 in the SPA Beigua - Turchino and the associated Beigua Natural Park, high densities of breeding Red-backed Shrike (*Lanius collurio*) were found. This area, named “Canellona”, is located in the SIC IT1331402 Beigua - Monte Dente - Gargassa - Pavaglione, and partly in the SPA IT1331578 Beigua - Turchino, in the western part of the Genoa province. The altitude ranges between 500 and 600 meters a.s.l., along an area of approximately 140 hectares, characterized by ridge pastures alternated with scattered heath and scrubland. Samplings were performed by territory mapping and line transects methods. Using the method of the *Nearest-Neighbor-Distance* a density of 59,7 pairs / km² was estimated, while the *Distance Sampling* method gave a density value of 108,98 inds. / km² (CV = 0,139). Our results showed that this area represents an optimal

habitat for Red-backed Shrike considering that densities detected in “Canellona” were very high compared to those obtained in Italy and Europe.

BIBLIOGRAFIA

- AA.VV., 2004. Osservazioni al progetto denominato “Progetto di coltivazione e recupero ambientale di una cava di calcare in località Poggio della Cisterna del Comune di Capestrano”. Inedito.
- Bibby C.J., Burgess N.D., Hill D.A., Mustoe S., 2000. Bird Census Techniques. Academic Press, London.
- Boano G., Carpegna F., Fiorino C., 2005. Quanti sono gli ardeidi svernanti nell’area risicola piemontese? Vantaggi del metodo “distance” per le stime di popolazione su aree vaste e problemi di applicazione. Avocetta 29: 133.
- Boano G., Toffoli R., 2002. A Line Transect Survey of Wintering Raptors in Western Plain Po River. J. Rapt. Res. 36: 128-135.
- Buckland S.T., Anderson D.R., Burnham K.P. and Laake J.L., 1993. Distance Sampling: Estimating Abundance of Biological Populations. Chapman and Hall, London, reprinted 1999 by RUWPA, University of St. Andrews, Scotland.
- Buckland S.T., Anderson D.R., Burnham K.P., Laake J.L., Borchers D.L. and Thomas L., 2001. Introduction to Distance Sampling. Oxford University Press, London.
- Cambi D., Micheli A., 1986. L’avifauna nidificante della “Corna di Savallo” (Prealpi bresciane, Lombardia): censimento ed ecologia. Natura bresciana 22: 103-178.
- Cramp S. e Perrins C.M., 1993. Handbook of the Birds of Europe the Middle East and North Africa. Vol. VII. Flycatchers to Shrikes. Oxford Univ.Press., Oxford.
- Hagemeyer W.J.M. & Blair M.J. (Eds.). The EBCC Atlas of European Breeding Birds. Their Distribution and Abundance. T & AD Poyser, London.
- Mezzavilla F., Bettiol K., Lombardo S., Barbon S., 2005. Censimento di passeri e storni mediante l’utilizzo del metodo Distance Sampling. Avocetta 29: 146.
- Newton I., 1976. Breeding of Sparrowhawks *Accipiter nisus* in different environments. Journal Animal Ecology 45: 831-849.
- Stastny K., Bejcek V., 2004 - Analysis of bird communities in the former Soviet military training areas of Ralsko and Mladá (Czech Republic). In: Anselin, A. (ed.) Bird Numbers 1995, Proceedings of the International Conference and 13th Meeting of the European Bird Census Council, Pärnu, Estonia. Bird Census News 13 (2000):145-155.
- Thomas L., Laake J.L., Strindberg S., Marques F.F.C., Buckland S.T., Borchers D.L., Anderson D.R., Burnham K.P., Hedley S.L., Pollard J.H., Bishop J.R.B., Marques T.A., 2005. Distance 5.0. Release 5. Research Unit for Wildlife Population Assessment, University of St. Andrews, UK. <http://www.ruwpa.stand.ac.uk/distance/>.

LA COMUNITÀ ORNITICA NIDIFICANTE IN DUE AREE FORESTALI DELLA BASILICATA

EGIDIO FULCO⁽¹⁾ & GIANNI PALUMBO⁽²⁾

⁽¹⁾ *Studio naturalistico Milvus – Via F.lli Perito snc – 85010 Pignola (PZ) (info@studiomilvus.it)*

⁽²⁾ *BioPhilia S.a.S. – Viale Kennedy, 32 – 75016 Pomarico (MT) (heruannon@tiscali.it)*

Durante la stagione riproduttiva 2008 è stata condotta un'indagine sull'avifauna nidificante in due biotopi forestali della Basilicata, situati tra i comuni di Tricarico e S. Chirico Nuovo (MT-PZ): la Foresta di Mantenera-Malcanale e il Bosco di Fonti. La Foresta di Mantenera-Malcanale è un querceto termofilo a prevalenza di *Quercus pubescens* e *Quercus ilex*, con nuclei alloctoni di *Pinus halepensis*, *Pinus nigra* e *Cupressus* sp. Si colloca tra i 350 e 700 m ed ha la struttura di un ceduo invecchiato, con alcune grandi matricine tra le quali vegeta un rado sottobosco a macchia mediterranea (*Pistacia lentiscus* e *Phillyrea latifolia*). Il Bosco di Fonti è un querceto a prevalenza di *Quercus cerris* e *Quercus petraea*; è situato tra gli 850 e i 1000 m di quota e si presenta come una fustaia disetanea con piante morte ancora in piedi e piccoli nuclei di rinnovamento. Il rilevamento dell'avifauna è stato realizzato secondo una metodologia frequenziale utilizzando 67 punti di ascolto da 10 min (Blondel, 1975). Sono stati calcolati il valore di frequenza percentuale (F%) e il valore di dominanza (π); le specie con $\pi \cdot 100 > 5$ sono state considerate dominanti (Turceck, 1956). Per descrivere la struttura della comunità ornitica sono stati utilizzati i seguenti parametri: **S** = ricchezza; **s** = ricchezza media per stazione; **H** = diversità specifica (Shannon & Weaver, 1964); **NP%** = percentuale di *Non Passeriformes*; **J** = equiripartizione (Pielou, 1966); **ND** = numero di specie dominanti.

Sono state censite 48 specie in Mantenera-Malcanale e 29 nel Bosco di Fonti (Tab. 1); i parametri ecologici calcolati per i due biotopi sono evidenziati in Tab.2. Le singole specie sono state, inoltre, raggruppate in *Guilds* (Simberloff & Dayan, 1991) individuate in base alle strategie alimentari (Tellini Florenzano, 2004): specie che si alimentano sui tronchi (Bark Feeders), specie che si alimentano sulla chioma (Canopy Feeders) e specie che si alimentano sul terreno (Ground Feeders). Per la loro importanza quali bioindicatori forestali, è stata utilizzata un'ulteriore guild che comprende gli uccelli nidificanti in cavità (Cavity Nesters). Si è quindi analizzato l'indice di dominanza percentuale ($\pi\%$) per ognuno dei raggruppamenti individuati (Tab. 2). La proporzione delle guilds Bark feeders e Cavity nesters è maggiore nel Bosco di Fonti che consente la presenza di specie legate alle formazioni forestali naturaliformi come *Dendrocopos medius* e *Ficedula albicollis*. L'area di Mantenera-Malcanale, presenta una minore valenza ecologica per le specie forestali; la presenza, tuttavia, di aree aperte e semiaperte favorisce l'insediamento di un numero maggiore di specie quali *Silvia hortensis* e *Lanius collurio*, in declino in tutta Europa (Burfield et al., 2004).

Specie Mantenera	F%	pi*100	D	Guilds	Specie Fonti	F%	pi*100	D	Guilds
<i>Milvus migrans</i>	2,17	0,23		-	<i>Streptopelia turtur</i>	12,5	1,14		GF
<i>Milvus milvus</i>	4,35	0,47		-	<i>Columba palumbus</i>	50	4,54		GF
<i>Circaetus gallicus</i>	2,17	0,23		-	<i>Upupa epops</i>	43,75	3,97		GF-CN
<i>Streptopelia turtur</i>	52,17	5,63	x	GF	<i>Picus viridis</i>	56,25	5,11	x	BF-CN
<i>Columba palumbus</i>	36,96	3,99		GF	<i>Dendrocopos medius</i>	87,5	7,95	x	BF-CN
<i>Cuculus canorus</i>	19,56	2,11		GF	<i>Dendrocopos minor</i>	6,25	0,57		BF-CN
<i>Tachymarptis melba</i>	2,17	0,23		-	<i>Lullula arborea</i>	12,5	1,13		GF
<i>Apus apus</i>	10,87	1,17		-	<i>Hirundo rustica</i>	12,5	1,13		CF
<i>Merops apiaster</i>	8,69	0,94		-	<i>Troglodytes troglodytes</i>	43,75	3,97		GF
<i>Upupa epops</i>	4,35	0,47		GF	<i>Delichon urbicum</i>	6,25	0,57		CF
<i>Picus viridis</i>	13,04	1,41		BF-CN	<i>Erithacus rubecula</i>	68,75	6,25	x	GF
<i>Dendrocopos major</i>	13,04	1,41		BF-CN	<i>Turdus merula</i>	37,5	3,41		GF
<i>Dendrocopos minor</i>	2,17	0,23		BF-CN	<i>Turdus viscivorus</i>	25	2,27		GF
<i>Lullula arborea</i>	21,73	2,34		GF	<i>Sylvia atricapilla</i>	81,25	7,38	x	CF
<i>Hirundo rustica</i>	6,52	0,71		CF	<i>Phylloscopus collibita</i>	31,25	2,84		CF
<i>Delichon urbicum</i>	2,17	0,23		CF	<i>Ficedula albicollis</i>	31,25	2,84		CF-CN
<i>Troglodytes troglodytes</i>	13,04	1,41		GF	<i>Parus caeruleus</i>	75	6,82	x	CF-CN
<i>Erithacus rubecula</i>	34,78	3,75		GF	<i>Parus major</i>	43,75	3,97		CF-CN
<i>Luscinia megarhynchos</i>	4,35	0,47		GF	<i>Sitta europaea</i>	93,75	8,52	x	BF-CN
<i>Turdus merula</i>	67,39	7,27	x	GF	<i>Certhia brachydactyla</i>	75	6,82	x	BF-CN
<i>Turdus viscivorus</i>	6,52	0,71		GF	<i>Oriolus oriolus</i>	25	2,27		CF
<i>Sylvia cantillans</i>	15,21	1,64		GF	<i>Garrulus glandarius</i>	25	2,27		GF
<i>Sylvia melanocephala</i>	10,87	1,17		GF	<i>Corvus corone</i>	18,75	1,71		GF
<i>Sylvia hortensis</i>	2,17	0,23		GF	<i>Fringilla coelebs</i>	75	6,82	x	GF
<i>Sylvia communis</i>	2,17	0,23		GF	<i>Serinus serinus</i>	6,25	0,57		GF
<i>Sylvia atricapilla</i>	86,96	9,39	x	GF	<i>Carduelis chloris</i>	6,25	0,57		GF
<i>Phylloscopus collibita</i>	8,69	0,94		CF	<i>Carduelis carduelis</i>	18,75	1,71		GF
<i>Muscicapa striata</i>	4,35	0,47		CF	<i>Emberiza cirrus</i>	25	2,27		GF
<i>Aegithalos caudatus</i>	2,17	0,23		CF	<i>Emberiza cia</i>	6,25	0,57		GF
<i>Parus caeruleus</i>	34,78	3,75		CF-CN					
<i>Parus major</i>	58,69	6,34	x	CF-CN					
<i>Sitta europaea</i>	8,69	0,94		BF-CN					
<i>Certhia brachydactyla</i>	13,04	1,41		BF-CN					
<i>Oriolus oriolus</i>	34,78	3,75		CF					
<i>Lanius collurio</i>	2,17	0,23		GF					
<i>Garrulus glandarius</i>	26,08	2,81		GF					
<i>Pica pica</i>	2,17	0,23		GF					
<i>Corvus corone</i>	19,56	2,11		GF					
<i>Corvus corax</i>	6,52	0,71		GF					
<i>Passer italiae</i>	10,87	1,17		GF					
<i>Passer montanus</i>	2,17	0,23		GF					
<i>Fringilla coelebs</i>	73,91	7,98	x	GF					
<i>Serinus serinus</i>	43,47	4,69		GF					
<i>Carduelis chloris</i>	4,35	0,47		GF					
<i>Carduelis carduelis</i>	63,04	6,81	x	GF					
<i>Emberiza cirrus</i>	45,65	4,93		GF					
<i>Emberiza cia</i>	2,17	0,23		GF					

Tab. 1. Specie rilevate: Frequenza percentuale (F%), indice di dominanza ($pi*100$) e relativa guild di appartenenza. GF: Ground Feeders. CF: Canopy Feeders). BF: Bark Feeders). CN: Cavity Nesters. D: specie dominanti.

Parametri	Mantenera-Malcanale	Fonti	GUILD	Mantenera-Malcanale	Fonti
S	48	29	BF	5,40	28,98
S	9,26	11,06	CF	31,22	17,05
H	3,33	3,11	GF	59,62	35,23
J	0,86	0,92	CN	15,96	46,59
NP%	27,08	20,69			
ND	6	7			

Tab. 2. Parametri ecologici della comunità ornitica dei due biotopi e indice di dominanza percentuale ($pi\%$) calcolato per Guilds.

Ringraziamenti. Si desidera ringraziare Alessandro De Bei, Antonio Mazzone e Rocco Stasi per l'aiuto sul campo e i preziosi consigli.

Summary

Breeding bird community in two woodlands areas in Basilicata (Southern Italy)

In 2008 breeding bird community of two woodlands areas located in Basilicata was investigated by point-count method ($N = 67$). Middle spotted Woodpecker, Collared Flycatcher and Orphean Warbler were found in the study areas.

BIBLIOGRAFIA

- Blondel J., 1975. L'analyse des peuplements d'osieaux. Element d'un diagnostic ecologique. I. La methode des Echantillonnages Frequentiels Progressifs (E.F.P.). Terre et Vie, 29: 533-585.
- Burfield I. & Van Bommel F. (eds.), 2004. Birds in Europe. Population estimates, trends and conservation status. BirdLife Conservation series, no. 12. BirdLife International, Cambridge.
- Pielou E.C., 1966. The measurement of diversity in different types of biological collections. Journal of Theoretical Biology 13: 131-144.
- Shannon C.E., Weaver W., 1963. Mathematical theory of communication. University of Illinois Press, Urbana.
- Tellini Florenzano G., 2004. Birds as indicators of recent environmental changes in the Apennines (Foreste Casentinesi National Park, central Italy). Italian Journal of Zoology 71: 317-324.
- Turček F.J., 1956. Zur Frage der Dominanz in Vogelpopulationen. Waldhygiene 8: 248-257.

IL MONITORAGGIO DEL PICCHIO DORSOBIANCO *Dendrocopos leucotos lilfordi* NEL PARCO NATURALE REGIONALE MONTI SIMBRUINI (LAZIO): QUALI FATTORI INFLUENZANO LA DINAMICA DI POPOLAZIONE?

SIMONA IMPERIO⁽¹⁾, EMILIANO DE SANTIS⁽¹⁾, VALENTINA CAPRARO⁽¹⁾,
LEONARDO SONGINI⁽¹⁾, LEONARDO PUCCI L.⁽¹⁾, ALESSIA LOMBARDI⁽¹⁾,
ALESSIO GIUDICI⁽¹⁾ & JACOPO G. CECERE⁽²⁾

⁽¹⁾ *Parco Naturale Regionale Monti Simbruini, Servizio Monitoraggio e Sorveglianza
Via dei Prati, 5 – 00020 Jenne, RM (simona.imperio@libero.it)*

⁽²⁾ *LIPU, Dipartimento Conservazione della Natura – Via Reggio Emilia, 29 – 00198 Roma*

Il Picchio dorsobianco *Dendrocopos leucotos*, presente in Italia con la ssp. *lilfordi* solo in alcune foreste mature dell'Appennino centrale, è inserito nell'Allegato I della Direttiva Uccelli e pertanto è da considerarsi specie prioritaria nella pianificazione dei monitoraggi delle ZPS in cui è presente. La popolazione italiana merita inoltre un'attenzione particolare, in quanto isolata dalle altre presenti in Europa centro-settentrionale e distribuita in un areale ristretto: nel prossimo futuro potrebbe andare incontro a fenomeni stocastici di riduzione numerica tali da minacciarne la sopravvivenza. Ad oggi, pochi sono gli studi effettuati sull'ecologia e la consistenza di tale popolazione (ad es. Bernoni 1999, Melletti & Penteriani, 2003), da cui si deducono stime di 250-350 coppie (Brichetti & Fracasso, 2007), presenti in prevalenza nel P.N.A.L.M., e nel complesso Simbruini-Ernici.

Dal 2004, il P.N.R. Monti Simbruini (30.000 ha, di cui circa 10.700 ha costituiti da faggete ad alto fusto) effettua un monitoraggio della specie durante il periodo riproduttivo (marzo-giugno), allo scopo di verificare lo stato della popolazione e di indagare quali siano i fattori intrinseci e/o ambientali che ne determinino la dinamica.

Ogni anno vengono percorsi 4 transetti, ciascuno ripetuto almeno 2 volte, per un totale di 20 (2004-2005) o 26 punti di ascolto (dal 2006) distanti tra loro almeno 500 m e disposti tra i 1170 e 1730 m s.l.m. L'ascolto viene eseguito sia prima, per 10 min., che dopo l'esecuzione di richiami (*playback*; Bibby et al., 2000): 2 min. di richiamo + 2 min. di ascolto, ripetuti 3 volte.

Per ogni stazione è stato considerato il numero massimo di individui contattati, in seguito è stata calcolata la media dei contatti sul totale dei punti (ind/punto), utilizzata come indice di densità. Il tasso di accrescimento lineare, R_t , è stato calcolato per ciascun anno come il logaritmo del rapporto tra le densità in due anni consecutivi (Turchin, 2003):

$$R_t = \log_e \frac{N_t}{N_{t-1}}$$

Questa variabile è stata messa in relazione, mediante regressione multipla, con la densità dell'anno precedente (N_{t-1}) e con i seguenti fattori climatici: precipitazioni (piovose/nevose) primaverili e invernali nell'anno t-1, temperature medie e minime primaverili e invernali nell'anno t-1. Il modello migliore è stato selezionato tramite AIC (Burnham & Anderson 1998). I dati meteorologici giornalieri, relativi alla stazione di Santa Scolastica (Subiaco, RM), sono stati gentilmente concessi dall'Istituto Idrografico di Roma (www.idrografico.roma.it).

Le densità minime sono state registrate nella primavera del 2009, con 0,58 ind/punto, mentre quelle massime nel 2006 (1,27 ind/punto) (Fig. 1). Il modello selezionato per il tasso di accrescimento della popolazione, da considerarsi un'analisi preliminare, include la densità e le precipitazioni primaverili dell'anno precedente, entrambe con un effetto negativo ($P = 0,03$; $R^2 = 0,96$).

La dipendenza dalla densità, comune a molte specie animali, è il risultato di una competizione intraspecifica per le risorse, oltre ad altri fattori come la maggiore probabilità di trasmissione di malattie ad alte densità, ecc. (Newton 1998). L'influenza negativa delle precipitazioni primaverili nella precedente stagione riproduttiva si manifesta probabilmente in un aumento dei fallimenti delle covate o in una ridotta sopravvivenza dei giovani dopo l'involo (Hendricks & Norment, 1992). I dati di densità e di precipitazioni primaverili relativi all'anno 2009 permettono al modello ($R_t = 4,22 - 2,85 * N_{t-1} - 0,005 * P_{prim_{t-1}}$) di effettuare una previsione per l'anno 2010, che risulta piuttosto ottimistica (Fig. 1). Il modello, tuttavia, è costruito solamente su 6 anni e non può quindi essere applicato in maniera robusta senza ulteriori dati. Il progetto pluriennale di monitoraggio della specie risponde all'esigenza di costru-

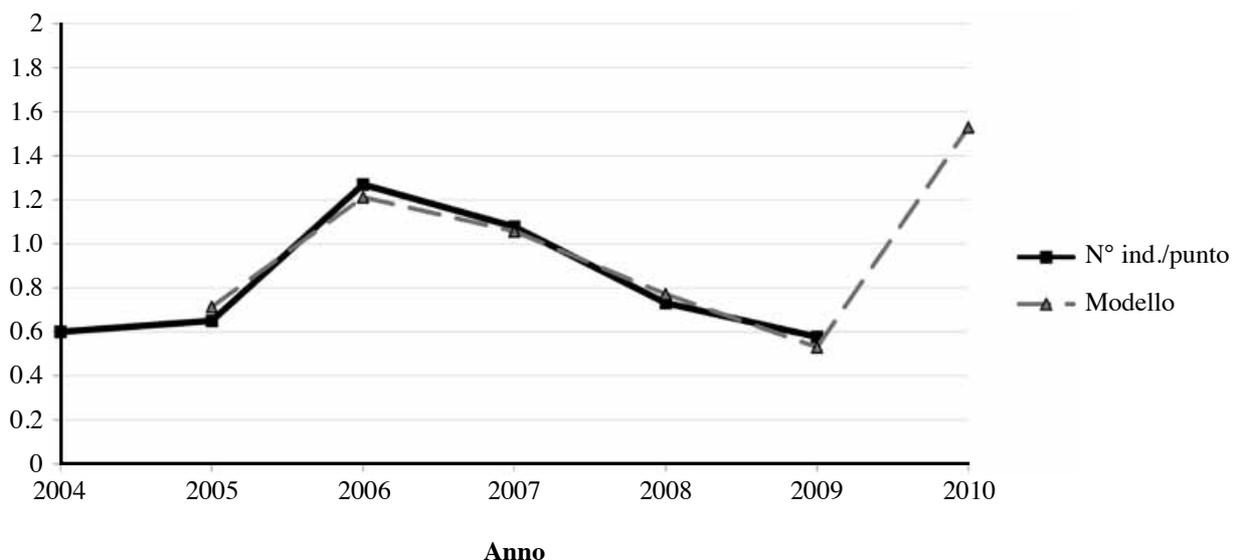


Fig. 1. Valori di densità di popolazione (linea continua), espressi in numero di individui contattati per punto, e valori predetti dal modello (linea tratteggiata) sulla base dei valori di densità e precipitazione primaverile dell'anno precedente.

re una serie storica di indici di densità, grazie alla quale sarà possibile dedurre quali siano le variabili che regolano la dinamica di popolazione di una specie a priorità di conservazione, considerata indice di buona gestione dei boschi dell'Appennino centrale (Melletti & Penteriani, 2003).

Ringraziamenti. A tutti i Guardiaparco che hanno partecipato al lavoro di campo, un sincero ringraziamento per non essersi mai tirati indietro, anche in condizioni di freddo estremo e nevi profonde. Un grazie particolare a Ermanno De Pisi ed Enzo Savo che ci hanno guidato con entusiasmo durante i primi due anni di monitoraggio.

Summary

Monitoring of the White-backed Woodpecker *Dendrocopos leucotos lilfordi* in the Monti Simbruini Regional Park (Latium): which factors drive population dynamics?

White-backed Woodpecker, present in Italy only in a few Beech forests on Central Apennine, is listed in the Annex I of the EU Directive 79/409/CEE, therefore it must to be considered a priority species when planning the monitoring in Special Protection Areas. Monti Simbruini Regional Park carries out from 2004 the monitoring of this species during the breeding period (March-June), by using playback counts. The long-term project means to obtain a time series of density indexes, so as to detect which factors drive the population fluctuations of the target species. We calculated the average of different counted individuals in each station (ind./point), considered as a density index (min: 0,58 ind./point in 2009; max: 1,27 ind./point in 2006). With these few data we performed a preliminary analysis, that shows a density dependence and a negative effect of spring rainfalls of the previous year on population growth rate, probably due to the unsuccessful reproduction or to a reduced juvenile survival after fledging.

BIBLIOGRAFIA

- Bernoni M., 1999. Lo status del Picchio dorsobianco *Picoides leucotos* in Italia centrale: nuove scoperte e prospettive di conservazione. *Avocetta*, 23 (1): 103.
- Bibby C.J., Burgess N.D., Hill D.A., Mustoe S., 2000. *Bird Census Techniques*, 2nd ed. Elsevier Academic Press, London.
- Brichetti P. & Fracasso G., 2007. *Ornitologia italiana. Vol.4 - Apodidae-Prunellidae*. Oasi Alberto Perdisa Editore, Bologna.
- Burnham, K.P. & Anderson, D.R., 1998. *Model selection and inference: a practical information-theoretic approach*, 2nd ed. Springer, New York.
- Hendricks P. & Norment C.J., 1992. Effects of a Severe Snowstorm on Subalpine and Alpine Populations of Nesting American Pipits. *Journal of Field Ornithology*, 63 (3): 331-338.
- Melletti M. & Penteriani V., 2003. Nesting and feeding tree selection in the endangered White-backed Woodpecker *Dendrocops leucotos lilfordi*. *Wilson bulletin*, 115 (3): 299-306.
- Newton I., 1998. *Population limitation in birds*. Elsevier Academic Press, London.
- Turchin P., 2003. *Complex population dynamics: a theoretical/empirical synthesis*. Princeton University Press, New Jersey.

SPECIE DI INTERESSE COMUNITARIO NEL SIC - ITA 070005 “BOSCO DI SANTO PIETRO” (SICILIA)

ROSARIO MASCARA

Fondo Siciliano per la Natura – Via Popolo, 6 – 93015 Niscemi (CL) (wmasca@tin.it)

L'area, oggetto del presente lavoro, è stata poco studiata e scarse sono le notizie in letteratura. Le prime indagini risalgono agli anni '80 (Mascara 1985, 1988, 1990, 1993, 1995, 2005), alcuni lavori antecedenti parlano di avifauna locale, senza estrapolare notizie e dati certi sul territorio del SIC (Libertini Guerrera 1857, Taranto Rosso 1884, Grasso 1944). Pertanto si è sentita l'esigenza di ordinare i dati disponibili al fine di dare un contributo al monitoraggio di un sito di Rete Natura 2000.

Il SIC ITA070005 “Bosco di Santo Pietro”, ricade nel territorio dei comuni di Caltagirone e Mazzarrone (Sicilia), è esteso 6.620 ha, nel suo perimetro insiste l'omonima Riserva Naturale Orientata Regionale. Gli ambienti naturali relativamente agli habitat dell'All. I della Direttiva Habitat 92/43 CEE sono costituiti da Formazioni cretesi (*Euphorbio-Verbascion*), Pseudo-steppe con graminacee perenni e piante annue dei *Thero-Brachypodietea*, Foreste di *Quercus suber*, Foreste di *Quercus ilex* e *Quercus rotundifolia*, Perticaie termo-mediterranee e pre-desertiche, Matorral arborecente con *Juniperus phoenicea*, Dehesas con *Quercus suber* e/o *Quercus ilex*, Foreste a galleria con *Salix alba* e *Populus alba*. I dati sono stati ricavati dalla bibliografia esistente, dai Rapporti ornitologici siciliani (1982-1993), da indagini personali e da segnalazioni attendibili. Si è utilizzata la Check-list redatta da Fracasso et al. (2009). Per la Lista Rossa delle specie nidificanti in Italia, (LIPU e WWF a cura di Calvario et al., 1999): EX=estinto in Italia come nidificante, CR=in pericolo in modo critico, EN=in pericolo, VU=vulnerabile, LR=a più basso rischio, NE= non valutata. Per le categorie di tutela le specie incluse nell'All. I della Direttiva Uccelli (79/409 CEE) sulla conservazione degli Uccelli selvatici e le specie SPEC (stato di conservazione uccelli selvatici nidificanti in Europa: livello 1, livello 2, livello 3, W=popolazioni svernanti). Per la fenologia, con lievi adattamenti: S=sedentaria, B=nidificante-estiva, W=svernante, M=migratrice, E=estivante, A=accidentale, Irr= irregolare (Fasola e Bricchetti 1984). Per la distribuzione si è utilizzata una griglia di due km di lato, sono state indicate le specie con distribuzione molto ristretta, cioè presenti in 1-3 quadranti su 26.

Sono state osservate 123 specie di uccelli, appartenenti a 13 ordini ed a 40 famiglie. Le specie nidificanti sono risultate 62, di cui il 38,7% non-Passeriformi, 39 sono risultate sedentarie, 23 estive-nidificanti, 73 quelle migratrici, di cui 59 regolari, 32 quelle svernanti.

Le specie in Allegato I della Direttiva 79/409 sono 26 di cui 8 nidificanti: *Alectoris graeca whitakeri*, *Ixobrychus minutus*, *Falco naumanni*, *Burhinus oedicnemus*, *Tyto*

alba, *Coracias garrulus*, *Lullula arborea* e *Sylvia undata*. Quelle inserite nella Lista rossa degli uccelli nidificanti in Italia nelle categorie più alte di minaccia (in pericolo critico e in pericolo) sono 8, di queste specie due sono nidificanti: *Burhinus oedicnemus* e *Coracias garrulus*, una svernante, *Scolopax rusticola*. Unica specie ad essere globalmente minacciata (SPEC 1) è *Falco naumanni*. Altra specie, pur non inserita nell'All. I della Direttiva 49/709, ma di interesse regionale in quanto localizzata esclusivamente in Sicilia è *Aegithalos caudatus siculus*, presente come nidificante nei boschi del SIC ma, non ancora quantificabile.

Summary

Species of Community interest in SCI-ITA 070005 “bosco di Santo Pietro” (Sicily)

The sic area is rich in 123 species of birds belonging to 13 orders and 40 families. The species as enclosed I CEE 79/409 are 26 of which 8 breeding and 3 wintering, two species are also of regional interest: *Alectoris graeca whitakeri* and *Aegithalos caudatus siculus*; the only species to be threaten (spec.I) is *Falco naumanni*.

BIBLIOGRAFIA

- Fasola M. & Bricchetti P., 1984. Proposte per una terminologia ornitologica. Avocetta 8: 119-125.
- Fracasso G., Baccetti N. & Serra L., 2009. La lista CISO-COI degli Uccelli italiani - Parte prima: liste A, B e C: Avocetta, 33: 5-24.
- Grasso S.E., 1944. Elenco degli uccelli del territorio di Caltagirone. La Nuova Grafica C. Napoli, Caltagirone. Pp.44.
- Iapichino C. (red.), 1989. Rapporto Ornitologico Sicilia 1985-1986 (LIPU). Naturalista sicil. 13:23-44.
- Iapichino C., (red.), 1993. Rapporto Ornitologico Sicilia 1987-1989 (LIPU). Naturalista sicil. 17: 149-168.
- Libertini Guerrera G., 1857. Descrizione storico statistica della città di Caltagirone, in “il Regno delle due Sicilie descritto ed illustrato”. Napoli, vol. XXIII.
- LIPU, 1983. Rapporto ornitologico Sicilia 1982. L.I.P.U. Sicilia, Palermo.
- LIPU, 1984. Rapporto ornitologico Sicilia 1983. Picus, 10:115-143.
- LIPU, 1985. Rapporto ornitologico Sicilia 1984. Picus, 11:129-159.
- LIPU, WWF, 1999 (a cura di) Calvario E., Gustin M., Sarrocco S., Gallo-Orsi U., Bulgarini F. & Fraticelli F., 1999. Nuova lista rossa degli uccelli nidificanti in Italia. Riv. Ital. Orn. 59 (1): 3-43.
- Mascara R., 1985. Nuovi dati sulla distribuzione del Gruccione, *Merops apiaster*, in Sicilia. Riv. ital. Orn. 55: 90.
- Mascara R., 1988. Avifauna delle sugherete di Niscemi-S.Pietro, Sicilia.U.D.I: XIII, 31-43.
- Mascara R., 1990. Nidificazione di, *Tachybaptus ruficollis*, *Ixobrychus minutus* e *Gallinula chloropus* in piccole vasche di irrigazione in Sicilia. Riv. ital. Orn. 60: 95-96.
- Mascara R., 1993 La Poiana, *Buteo buteo*, nella Sicilia centro-meridionale. (tesi di laurea).
- Mascara R., 1995. Il Gruccione, *Merops apiaster*, nella Sicilia centro-meridionale. Picus 21:127-130.
- Mascara R., 2005. Guida agli uccelli delle Riserve Naturali Orientate “Bosco di Santo Pietro” e “Sughereta di Niscemi”. Azienda Regionale Foreste Demaniali, Comune di Caltagirone, Museo Naturalistico Santo Pietro-Caltagirone, Fondo Siciliano per la Natura. Pp.144.
- Taranto Rosso E., 1884. Il Gabinetto di Storia Naturale e di Archeologia in Caltagirone. Stamperia di G. Musumeci Papale, Catania. Pp.102.

**DATI PRELIMINARI SULLA POPOLAZIONE NIDIFICANTE DI
STRILLOZZO *Miliaria calandra* E CALANDRELLA
Calandrella brachydactyla IN UN SIC COSTIERO
DELL'ITALIA MERIDIONALE**

FABIO MASTROPASQUA⁽¹⁾, STEFANO BENEDETTO⁽²⁾ & GIOVANNI SCILLITANI⁽³⁾

⁽¹⁾ Via Caldora, 9 – 70010 Capurso, BA (fabiomastropasqua@alice.it)

⁽²⁾ Via V. Rutigliano, 81 – 70016 Noicattaro (BA)

⁽³⁾ Dip. di Biologia Animale ed Ambientale, Università degli studi Aldo Moro di Bari
Via Orabona, 4 – 70125 Bari

Pur essendo considerate specie a rischio minimo, le popolazioni italiane di Strillozzo, *Miliaria calandra* e Calandrella *Calandrella brachydactyla* mostrano un trend negativo (BirdLife International, 2009). Pertanto, risultano necessari studi sullo status e biologia delle due specie per una corretta gestione degli interventi di salvaguardia. Non si dispone di stime numeriche attendibili per la Puglia, dove *M. calandra* è nidificante sedentaria, migratrice regolare e svernante parziale e *C. brachydactyla* è nidificante regolare e migratrice regolare (Moschetti et al., 1996). In questo contributo presentiamo i risultati di uno studio sull'abbondanza e lo status delle due specie in un'area inclusa nel SIC "Stagni e saline di Punta della Contessa" (cod. IT9140003). I dati sono stati raccolti nell'ambito delle attività di monitoraggio svolte per il progetto INTERREG denominato "Integrated software development for monitoring and management in NATURA 2000 protected areas in Greece and Italy". Il SIC presenta due habitat prioritari (Lagune costiere e Steppe salate mediterranee) e la parte terrestre è dominata da aree agricole e pascoli. Da un punto di vista ornitologico l'area è conosciuta soprattutto come sito di svernamento e nidificazione di specie acquatiche (Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio, 2005), mentre poco o nulla si conosce riguardo l'avifauna terrestre.

Per la stima di densità ornitica sono stati effettuati campionamenti tramite point count (Bibby et al., 1992), utilizzando 4 plot campione selezionati in modo random. Sono stati effettuati da 5 a 6 conteggi per plot dal 14 marzo al 6 giugno 2008, ad intervalli di circa 15 giorni. Per ogni sessione, della durata di 10 minuti, sono state rilevate le specie di Passeriformi presenti in una area circolare di 100 m di raggio. In particolare, per le due specie oggetto di questo studio sono stati rilevati gli individui in canto territoriale.

Il primo individuo in attività territoriale di *M. calandra* è stato individuato il 28/03 in area di macchia mediterranea e incolto (rispettivamente PT04 e PT2) e la densità media stimata per la specie è stata di $8 \pm 1,5$ cp/10ha. Il primo individuo in canto territoriale di *C. brachydactyla* è stata contattato il 10/04 in seminativo (PT03) e per tale specie la densità media stimata è di $6,4 \pm 1,2$ cp/10ha. Non si dispone di da-

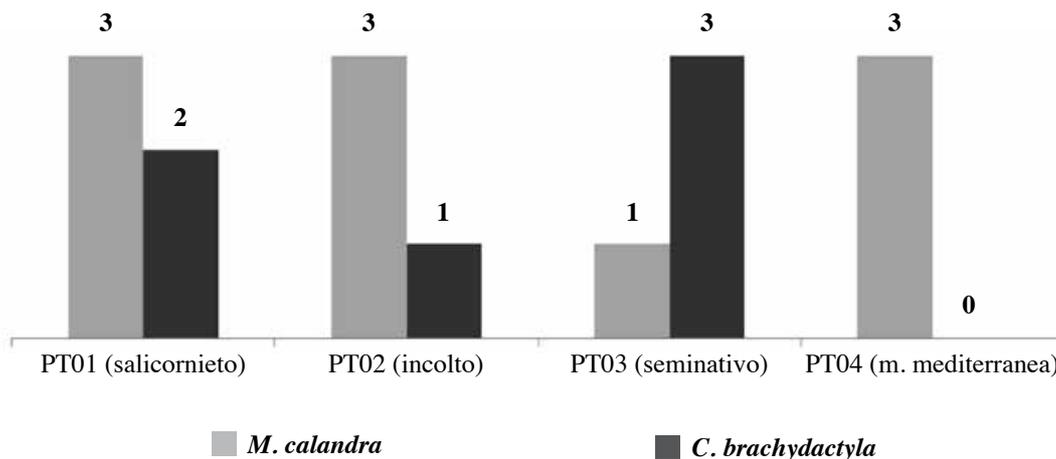


Fig. 1. Numero massimo di coppie contattate per plot (tra parentesi la struttura vegetazionale dominante).

ti comparabili a livello regionale, a eccezione del lavoro di Gustin & Sorace (2005) nella provincia di Taranto in cui gli autori stimano tramite IKA per *M. calandra* una densità di 1,97 ind/Km in zona di steppa e 2,77 ind/Km in zona a seminativi, mentre per *C. brachydactyla* le stime ammontano a 1,69 ind/Km e 1,32 ind/Km, rispettivamente. Il confronto con i nostri dati è però difficile a causa dei differenti metodi di stima utilizzati. Nella limitrofa Basilicata per *C. brachydactyla* è stata calcolata una densità massima di 3-5 coppie/10ha in alvei fluviali asciutti (Boano et al., 1985; in Brichetti & Fracasso, 2007), mentre nel Lazio in ambienti simili a quelli presenti presso il SIC oggetto della nostra indagine, sono state riscontrate densità di 0,9-9,5 coppie/10ha (Guerrieri et al., 1996; in Brichetti & Fracasso, 2007). In conclusione, le nostre stime indicano che il SIC indagato è un'area importante per la conservazione delle popolazioni locali di entrambe le specie, in particolare per *C. brachydactyla*. Per tale specie, che non è inserita nel formulario standard del SIC, andrebbero pianificate attività di monitoraggio volte ad approfondire le conoscenze sullo status della popolazione presente. In Fig. 1, il numero massimo di coppie contattate per plot nell'area di studio.

Ringraziamenti. Si ringrazia Giuseppe La Gioia per il prezioso aiuto fornito.

Summary

Preliminary data on breeding population density of Corn Bunting *Miliaria calandra* and Short-toed Lark *Calandrella brachydactyla* in a southern Italian coastal SCI

We estimated population density for the locally declining *Calandrella brachydactyla* and *Miliaria calandra* in the SCI "Stagni e saline di Punta della Contessa" (cod. IT9140003), located in Apulia (SE Italy) on the Adriatic coast. By the point-count

method in four random-chosen sample areas, we obtained 8 couples/10ha \pm 0,15 for *M. calandra* and 6,4 couples/10ha \pm 0,12 for *C. brachydactyla*. We conclude that the SCI is an important conservation area for the two species and suggest an appropriate monitoring plan to investigate their population status.

BIBLIOGRAFIA

- BirdLife International. 2009. The BirdLife checklist of the birds of the world, with conservation status and taxonomic sources. Version 2. <http://www.birdlife.org/datazone/species/>
- Bibby C.J., Burgess N.D., Hill D.A. & Mustoe S.H., 2000. Bird Census Techniques. Academic Press, London, 257.
- Brichetti P. & Fracasso G., 2007. Ornitologia italiana. Vol.4 - Apodidae - Prunellidae. Alberto Perdisa Editore, Bologna.
- Gustin M. & Sorace A., 2005. La comunità di Alaudidi ed Emberizidi negli ambienti di steppa e seminativi della ZPS Gravina di Laterza (TA).
- Ministero dell' Ambiente e della Tutela del Territorio. 2005. Formulario Standard SIC '*Stagni e saline di Punta della Contessa*' (cod. IT9140003).
- Moschetti G., Scebba S. & Sigismondi A., 1996. Check-list degli uccelli della Puglia. Alula III: 23-36.

LA RETE NATURA 2000 IN LIGURIA: CARATTERIZZAZIONE E CONFRONTO DI ALCUNE REALTÀ

ELENA NICOSIA⁽¹⁾, ANTONIO ALUIGI⁽²⁾, SERGIO FASANO⁽²⁾, ROBERTO TOFFOLI⁽²⁾
& MARTA BALLERINI⁽³⁾

⁽¹⁾ Regione Liguria – Via Fieschi – 16100 Genova

⁽²⁾ Ente Parco del Beigua – Via Marconi, 165 – 16011 Arenzano, GE (biodiv@parcobeigua.it)

⁽³⁾ ARPAL – Via Bombrini, 8 – 16149 Genova

Nel corso del 2008 la Regione Liguria, attuando un sistema integrato di censimenti, ha intrapreso un progetto di monitoraggio dell'avifauna nelle aree della rete Natura 2000 ed in altre ad elevata vocazionalità avifaunistica e/o agricola, sviluppando nel contempo procedure atte ad eliminare o ridurre l'effetto del rilevatore e delle caratteristiche dell'unità territoriale di campionamento sulla contattabilità delle singole specie attraverso metodologie e protocolli standardizzati.

Il presente contributo effettua, mediante dati raccolti nell'anno 2008 con la tecnica dei punti d'ascolto senza limiti di distanza (Blondel et al., 1981), la caratterizzazione ed il confronto delle comunità ornitiche nidificanti nelle sette Zone di Protezione Speciale (ZPS) attualmente individuate sul territorio ligure ed in quattro Siti di Interesse Comunitario (SIC) particolarmente rappresentativi (Tab. 1).

I rilevamenti sono stati eseguiti indicativamente dal 20 maggio al 10 luglio, nelle fasce orarie comprese dall'alba alle 11.00 e dalle 18.00 al tramonto, con una durata di 10 minuti (Fornasari et al., 2002) e registrando separatamente i contatti entro un raggio prefissato (100 metri) da quelli esterni a tale raggio.

Considerando le dimensioni delle aree oggetto di studio e l'orografia del territorio indagato si è ritenuto opportuno prevedere che il rilevatore possa distribuire uniformemente i punti d'ascolto, eventualmente lungo percorsi preesistenti quali sentieri e strade, ad una distanza minima di almeno 500 metri l'uno dall'altro.

Nel suo complesso, la comunità ornitica rilevata tramite 404 punti di ascolto, mediante i quali si sono ottenute 3.197 osservazioni relative a 114 specie (33 Non-Passeriformi ed 81 Passeriformi; il 79,2% delle specie che si riproducono in Liguria, AA.VV. 1989), appare ben diversificata (indice di Shannon pari a 3,91). Tra le specie contattate 15 sono incluse nell'allegato 1 della direttiva 79/409/CEE (Direttiva 'Uccelli') e 35 risultano di particolare importanza conservazionistica per l'Europa (11 SPEC 2 e 24 SPEC 3; BirdLife International 2004).

Considerando i principali parametri sintetici di comunità calcolati per le prevalenti tipologie ambientali, possiamo rilevare come la maggiore ricchezza specifica si osservi in ambienti caratterizzati da boschi di latifoglie, boschi misti ed aree a pascolo naturale e praterie d'alta quota; i valori più elevati dell'indice di Shannon si riscontrano invece in aree con vegetazione boschiva ed arbustiva in evoluzione, pascoli na-

Denominazione	Codice	Superficie (ha)	N	S	s	H'	J'	DU	SPEC		VON		
									2	3	VN	(fu)	medio
ZPS Beigua-Turchino e Parco del Beigua	IT1331578	9.952 (14.518)	184	76	6,5	3,49	0,80	10	10	14	2939,3	34,1	38,7
ZPS Piancavallo	IT1313776	1.108	20	47	8,8	3,42	0,89	4	4	6	1856,9	36,0	39,5
ZPS Saccarello-Garlanda	IT1314677	986	15	27	6,3	3,02	0,92	3	2	7	1146,0	39,6	42,4
ZPS Sciorella	IT1314678	1.472	20	43	7,1	3,33	0,88	6	4	11	1695,7	36,4	39,4
ZPS Toraggio-Gerbonte	IT1314679	2.483	20	50	10,0	3,52	0,90	5	4	10	1963,3	36,4	39,3
ZPS Testa d'Alpe-Alto	IT1315380	1.544	20	36	9,9	3,22	0,90	2	3	3	1343,2	34,7	37,3
ZPS Ceppo Tomena	IT1315481	2.070	30	45	8,9	3,42	0,90	3	5	5	1693,5	34,8	37,6
SIC Parco della Magra-Vara	IT1343502	2.710	30	51	9,9	3,56	0,90	2	1	10	1956,8	32,7	37,6
SIC Portovenere-Riomaggiore-S. Benedetto	IT1345005	2.665	30	44	9,2	3,29	0,86	3	5	9	1653,8	34,2	36,8
SIC Piana del Magra	IT1345101	577	15	35	10,6	3,29	0,93	3	1	12	1200,9	30,7	34,3
SIC Montemarcello	IT1345109	1.401	20	40	10,2	3,38	0,92	2	2	9	1406,3	33,1	35,2

Tab. 1. Principali parametri di comunità ed importanza conservazionistica delle 11 aree indagate durante la stagione riproduttiva 2008.

Legenda: **N** = numero rilievi "point counts" di 10'; **S** = numero complessivo di specie rilevate; **s** = numero medio di specie per rilevamento; **H'** = Diversità di Shannon (MacArthur 1965); **J'** = Equiripartizione (Pielou 1966); **DU** = numero di specie che siano incluse in allegato 1 della direttiva 79/409/CEE; **SPEC** = numero di specie la cui conservazione risulti di particolare importanza per l'Europa (SPEC 2 e 3, secondo BirdLife International 2004); **VON** = Valore ornitologico nazionale (**VN**), valore nazionale corretto dall'abbondanza specifica (**fu**) e valore nazionale medio (**medio**) (Brichetti e Gariboldi 1992).

turali e praterie d'alta quota e boschi di conifere. Nelle aree boscate si ha inoltre un elevato numero di specie appartenenti ai non Passeriformi ed alla guild dei Paridi. Dal punto di vista dell'interesse conservazionistico si evidenzia l'importanza delle aree a pascolo naturale e praterie d'alta quota, seguite dalle aree boscate. Infatti, queste tipologie ambientali risultano rilevanti sia per quanto riguarda il valore ornitologico medio (Brichetti & Gariboldi 1992), che per numero di specie incluse in allegato 1 della direttiva 79/409/CEE o la cui conservazione risulti di particolare importanza per l'Europa (SPEC 2 e 3 secondo BirdLife International 2004).

L'analisi comparativa dei risultati ottenuti in ognuna delle aree indagate (Tab. 1), evidenzia come il maggior numero di specie sia stato contattato nella ZPS Beigua - Turchino e Parco del Beigua. Tra gli altri parametri sintetici possiamo osservare come i valori più elevati relativi al numero medio di specie per punto d'ascolto siano riscontrabili nel SIC Piana del Magra, seguito da: SIC Montemarcello, ZPS Toraggio - Gerbonte, ZPS Testa d'Alpe - Alto e SIC Parco della Magra - Vara; mentre la maggiore diversità ornitica si è rilevata nel SIC Parco della Magra - Vara, nella ZPS Toraggio - Gerbonte e nella ZPS Beigua - Turchino e Parco del Beigua.

Proseguendo la comparazione considerando l'interesse conservazionistico delle 11

aree indagate facenti capo alla Rete Natura 2000, vediamo come i valori ornitologici medi (Brichetti & Gariboldi 1992) risultino nettamente più elevati nella ZPS Saccarello - Garlanda, mentre il maggior numero di specie incluse in allegato 1 della direttiva 'Uccelli' o la cui conservazione risulti di particolare importanza per l'Europa (SPEC 2 e 3 secondo BirdLife International 2004) è stato rilevato nella ZPS Beigua - Turchino e Parco del Beigua (Tab. 1).

Summary

Characterization and comparison of peculiar Natura 2000 sites in Liguria

During 2008, Liguria Region developed a project to monitor birds in Natura 2000 areas, as part of an integrated system of surveys. We compared and characterized breeding birds communities in seven SPAs currently identified in Liguria and in four relevant SIC, using point counts technique. We collected 3197 observations accounting for 114 bird species (79.2% of those breeding in Liguria) in 404 point counts. 15 species are included in Annex 1 of Directive 79/409/EEC and 35 are Species of Europe Concern (11 are SPEC 2 and 24 SPEC 3). We identified the most important habitats considering Brichetti and Gariboldi ornithological value (1992), the number of Annex 1 of 'Birds Directive' and the number of SPEC species. Our results allowed us to identify the most important habitats from a conservational perspective, i.e. pastures and grasslands of high altitudes and wooded areas.

BIBLIOGRAFIA

- AA.VV., 1989. Atlante degli Uccelli nidificanti in Liguria. Regione Liguria, Genova.
- BirdLife International, 2004. Birds in Europe: population estimates, trends and conservation status. Cambridge UK: BirdLife International. BirdLife Conservation Series No. 12.
- Blondel J., Ferry C., Frochet B., 1981. Point Counts with Unlimited distance. In: Estimating Numbers of terrestrial birds. Studies in Avian Ecologies 6: 414-420.
- Brichetti P. & Gariboldi A., 1992. Un «valore» per le specie ornitiche nidificanti in Italia. Riv.ital. Orn.62:73-87.
- Fornasari L., De Carli E., Brambilla S., Buvoli L., Maritan E., Mingozi T., 2002. Distribuzione dell'avifauna nidificante in Italia: primo bollettino del progetto di monitoraggio MITO 2000. Avocetta 26(2): 59-115.
- MacArthur R.H., 1965. Patterns of species diversity. Biol. Rev. 40:510-533.
- Pielou E. C., 1966. Species diversity and pattern diversity in the study of ecological succession. J. Theoret. Biol., 10: 370-383.

**GLI ARDEIDI COLONIALI NIDIFICANTI
DEL SIC E ZPS IT3250016 “CAVE DI GAGGIO”:
STATUS DELLE CONOSCENZE E MONITORAGGI**

MICHELE PEGORER⁽¹⁾ & EMANUELE STIVAL⁽²⁾

⁽¹⁾ Via Saretta, 45 – 30027 San Donà di Piave, VE (michele.pegorer@gmail.it)

⁽²⁾ Via Ca' Solaro, 4 – 30173 Favaro Veneto, VE (emanuelestival@yahoo.it)

Si riporta lo stato delle conoscenze relative gli ardeidi coloniali nidificanti nel SIC e ZPS IT3250016 “Cave di Gaggio”, con specifiche riguardo le attività di monitoraggio. In precedenza, per le zone umide che costituiscono tale SIC/ZPS era nota solo la nidificazione di *Egretta garzetta*, *Nycticorax nycticorax* e *Ardea purpurea* (Scarton e Semenzato, 2005), specie per le quali il presente contributo fornisce un aggiornamento sui contingenti e, limitatamente all’Airone rosso, sull’ubicazione dei siti riproduttivi.

Il citato sito si estende per 115 ha circa nel comune di Marcon (VE), a occupare due zone umide disgiunte derivanti da attività estrattive: le Cave di Gaggio Nord (Lat. 45°33’38.83”N; Long. 12°19’40.56”E) e le Cave del Praello (Lat 45°32’32.02”N; Long. 12°18’58.88”E). Trattasi di nuclei di laghi di cava ricolonizzati da vegetazione elofitica ed idrofita, con interessanti estensioni di fragmiteto, arbusteti spontanei, siepi campestri e rimboschimenti. Sono biotopi attualmente sottoposti a divieto di caccia e in parte di pesca, con fruizione regolamentata e gestione naturalistica limitatamente a una significativa porzione del primo (Oasi LIPU Cave di Gaggio Nord).

Si riportano dati di osservazioni estemporanee e dei monitoraggi strutturati più recenti, riferiti principalmente ad alcune tesi di laurea effettuate nella citata Oasi LIPU (Pegorer, 2005; Pettenò, 2007; Zalunardo 2007) dove la principale garzaia, plurispecifica fin dal suo primo anno di formazione (2004), è stata studiata con protocolli in parte simili, con osservazioni dirette da parte di un unico rilevatore per uscita, con binocolo e/o cannocchiale, da diversi punti fissi. Una standardizzazione più rigorosa del metodo si ha solo a partire dal 2009, con attuazione di rilievi da parte del personale LIPU e di tirocinanti universitari, con osservazioni simultanee di due rilevatori nei medesimi punti. Non è mai stato possibile attuare un conteggio diretto di tutti i nidi, per l’impossibilità di raggiungere il sito della garzaia. La stima delle coppie è stata ottenuta rapportando il numero degli adulti a quello dei nidi visibili e dei giovani involati, ottenendo numeri esatti o range min-max di coppie. Nella stessa Oasi, nel 2009 sono iniziati dei censimenti regolari dell’Airone rosso in periodo riproduttivo, con conteggi a vista degli individui adulti e georeferenziazione dei contatti su una griglia a maglia 100x100 m, sovrapponibile alla cartografia della vegetazione del sito realizzata in ambiente GIS (Pettenò, 2009). Tale studio è stato corroborato

Specie	2004		2005		2006		2007		2008		2009	
	a	b	a	b	a	b	a	b	a	b	a	b
<i>Ardea purpurea</i>	1-2	0	*	0	*	0	*	2	*	2?	3-4	2
<i>Egretta garzetta</i>	5-7	0	*	0	*	0	8-9	0	*	0	9	0
<i>Nycticorax nycticorax</i>	3-4	0	*	0	*	0	3-8	0	*	0	6-7	0
<i>Bubulcus ibis</i>	0	0	0	0	0	0	3	0	*	0	23	0
<i>Ardeola ralloides</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	1-2	0
<i>Phalacrocorax pygmeus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0

Tab. 1. Coppie nidificanti presenti nei due nuclei di ex cave di argilla (**a** = Gaggio Nord; **b** = Praello) che costituiscono il SIC e ZPS IT3250016 "Cave di Gaggio" (* = nidificazione accertata ma mancanza di dati quantitativi, data l'assenza di monitoraggi).

dalla ricerca sperimentale dei nidi effettuata con rilievi aerei sulle superfici a canneto attuati con aeromodello elettrico telecomandato, munito di fotocamera controllata a distanza.

Nel sito nidificano cinque specie di ardeidi gregari, di cui quattro inserite nell'Allegato I della Direttiva 79/409/CEE (Tab. 1). Dall'elenco è omesso *Ardea cinerea*, specie che negli ultimi anni, compreso il 2009, ha tentato in più occasioni la nidificazione nell'Oasi LIPU, senza tuttavia portarla a termine con successo. *Egretta garzetta*, *Nycticorax nycticorax*, *Bubulcus ibis*, *Ardeola ralloides* nidificano solo nella garzaia plurispecifica dell'Oasi LIPU, dove la presenza di vegetazione nemorale a contornare laghi di cava, l'ampliamento recente della zona umida e la limitazione del disturbo antropico, hanno consentito l'instaurarsi di una colonia attualmente in fase di espansione. Molto interessante è la nidificazione di *Phalacrocorax pygmeus*; per tale specie, analogamente a quanto accade per *Ardeola ralloides*, l'Oasi LIPU è uno dei due siti riproduttivi certi attualmente noti nella provincia di Venezia al di fuori degli ambiti vallivo-lagunari (L. Panzarin, com. pers.). Significativo è l'incremento di *Bubulcus ibis*, di cui la garzaia plurispecifica dell'Oasi LIPU è attualmente uno dei tre siti riproduttivi certi segnalati nell'entroterra della citata provincia (L. Panzarin, com. pers.). In tale garzaia i nidi delle specie menzionate sono ubicati sulla vegetazione arborea-arbustiva di sponda. *Ardea purpurea* si riproduce invece in entrambe le porzioni del sito, dove i nidi sono realizzati nei fragmiteti più densi e meno accessibili. Nel 2009, nelle ex cave di nuova annessione all'Oasi LIPU, è stato identificato un nuovo sito riproduttivo dell'ardeide, il quale sembra abbia beneficiato di una maggiore tutela ed in particolare del divieto di pesca, vigente solo dal dicembre 2007. Da segnalare è che uno dei tre siti riproduttivi di tale specie presenti nelle zone umide che costituiscono il sito Natura 2000 ricade in una ex cava esterna lo stesso: Cava Angioletti.

Tali dati aggiornano le informazioni ornitologiche del formulario Natura 2000, sottolineando l'importanza dei monitoraggi che vedono impegnati la sezione veneziana

della LIPU e studenti universitari. Tali studi devono comunque continuare con utilizzo di protocolli standard già collaudati in modo da rendere confrontabili le diverse serie temporali di dati. Da sottolineare inoltre l'utilità degli aeromodelli telecomandati per realizzare foto aeree indispensabili al conteggio dei nidi dell'Airone rosso in biotopi di questo genere. Da segnalare la necessità di inserimento della Cava Angioletti all'interno del sito Natura 2000, per garantire una tutela ancor più rigorosa di *Ardea purpurea*. Si evidenzia come una idonea gestione naturalistica e la realizzazione del divieto di pesca in buona parte del SIC/ZPS, abbiano portato a riscontri positivi per le popolazioni di ardeidi di cui all'All. I della 2009/147/CE qui presenti. Si ringrazia LIPU/BirdLife Italia - Sezione di Venezia e i rilevatori coinvolti nei monitoraggi insieme agli autori: Luca Bedin, Luigino Busatto, Moreno Chillon, Maurizio Dalla Via, Matteo Fracasso, Alvis Luchetta, Davide Pectenò, Daniele Zannoni.

Summary

The breeding colonial herons of the SIC and ZPS IT3250016 "Cave di Gaggio": state of knowledge and monitoring of the species

This work shows the results of some studies of the breeding community of some colonial Heron species in two ex clay quarry area of Veneto, forming the SIC and ZPS area. Here breeds from 2004 *Egretta garzetta*, *Nycticorax nycticorax* and *Ardea purpurea*, and from 2007 also *Ardeola ralloides* and *Bubulcus ibis*. *Phalacrocorax pygmeus* utilized the heronry in the breeding period only in the 2009. Only Purple Heron breeds in the reed beds of both portions of the SIC/ZPS, whereas the other species breeds only in the wood vegetation near some lakes of the "Oasi LIPU Cave di Gaggio Nord" protected area.

BIBLIOGRAFIA

- Pegorer M., 2005. Evoluzione della vegetazione ed implicazioni sull'avifauna nidificante in un sito di estrazione di argilla della Pianura Padana divenuto area protetta: Oasi Cave di Gaggio, Marcon (VE). Tesi di Laurea in Scienze Naturali (ante riforma), Università di Ferrara.
- Pectenò D., 2007. Monitoraggio degli Ardeinae stanziali, estivanti, svernanti e nidificanti nell'Oasi di Gaggio Nord (VE) . Elaborato di laurea di primo livello in Scienze e Tecnologie per la Natura, Università degli Studi di Padova.
- Pectenò D., 2009. Analisi floristico-vegetazionale del biotopo Cave di Gaggio Nord (Marcon, VE) e rapporti ornitofauna/vegetazione. Tesi di Laurea Specialistica in Scienze della Natura, Università degli Studi di Padova.
- Scarton F., Semenzato M., 2005. Nuove Garzaie per la Provincia di Venezia. Anni 2003-2004. Lavori Società Veneziana Scienze Naturali, 30: 37-39.
- Zalunardo M., 2007. Contributo allo studio degli Ardeidi nidificanti nell'Oasi Cave di Gaggio Nord (VE). La stagione riproduttiva 2007. Elaborato di Laurea, Laurea di primo livello in Scienze e tecnologie per la Natura, Università degli Studi di Padova.

EVOLUZIONE DELLA VEGETAZIONE ED IMPLICAZIONE SULL'AVIFAUNA NIDIFICANTE IN UN'AREA CAMPIONE DEL SIC E ZPS IT3250016 "CAVE DI GAGGIO"

MICHELE PEGORER⁽¹⁾, GIAN ANDREA PAGNONI⁽²⁾, MAURO PELLIZZARI⁽³⁾
& EMANUELE STIVAL⁽⁴⁾

⁽¹⁾ Via Saretta, 45 – 30027 San Donà di Piave, VE (michele.pegorer@gmail.com)

⁽²⁾ Istituto Delta Ecologia applicata Srl – Via Bela Bartok, 29/B – 44100 Ferrara
(pga@istitutodelta.it)

⁽³⁾ Dipartimento di Biologia ed Evoluzione, Università Di Ferrara – Corso Ercole I d'Este, 32
44121 Ferrara (pcf@unife.it)

⁽⁴⁾ Via Ca' Solaro, 4 – 30173 Favaro Veneto, VE (emanuelestival@yahoo.it)

Si presentano gli esiti di uno studio volto ad appurare se e in che modo l'evoluzione della componente vegetale in ambiente di cava senile, nell'arco di poco meno di un ventennio, può influenzare la struttura della comunità ornitica nidificante. Il lavoro ha interessato un'area campione interna al SIC/ZPS IT3250016 "Cave di Gaggio" (Marcon, VE), inclusa nell'Oasi LIPU Cave di Gaggio Nord (13,018 ha, di cui 4,15 occupati da corpi idrici; altezza s.l.m. di 0,73-1,20 m), sottoposta a divieto di caccia e gestione naturalistica dal 1985.

Lo studio si basa sul confronto tra le comunità ornitiche nidificanti indagate con il metodo del mappaggio (Barbieri et al., 1975a; CISO, 1976; Bibby et al., 1992) nel 1987 e nel 2004, riportando i risultati all'evoluzione della vegetazione intervenuta nell'arco temporale compreso tra tali annate. Al fine di rendere confrontabili i dati delle due ricerche lo studio del 2004 ha seguito analoghi indirizzi operativi adottati nel 1987, considerando tra l'altro tutte le specie nidificanti diurne e non solo i taxa tipicamente indagati con la citata metodologia. Nel 2004 il metodo del mappaggio è stato corroborato dal censimento degli ardeidi gregari precedentemente non segnalati come nidificanti nel sito, intrapreso con conteggio diretto a distanza dei nidi attivi, degli adulti e dei giovani involati. Analogamente allo studio del 1987 (Stival, 1992), per valutare il numero di coppie nidificanti è stato attribuito il valore di 1 ai territori ubicati entro i confini del sito mentre ai territori posti ai margini è stato assegnato il valore 0,5, ed i parametri esemplificativi della struttura della comunità ornitica considerati sono stati: ricchezza (S), densità (d, cp/10 ha), densità complessiva (D), frequenza (pi), numero di specie dominanti (nd), n. specie subdominanti (ns), biomassa bruta (Bb), biomassa consumante (Bc), diversità di Shannon (H'), equiripartizione (J'), percentuale di non Passeriformi (%nP). Il confronto tra le comunità ornitiche nei due anni è stato espletato con il Test di Wilcoxon (Fowler & Cohen, 1993). Al fine di delineare l'evoluzione della vegetazione sono stati confrontati i quadri sintassonomici e gli elenchi floristici concernenti uno studio pregresso attuato nei primi anni '90 (Nicoletti, 1993) ed una indagine, attuata nel 2004, comprensiva tanto del

Anno	S	nd	ns	D	H'	J'	Bd	Bc	%nP
1987	21	5	10	34,55	2,57	0,85	4063	967	16,7
2004	26	7	8	50,7	2,96	0,91	23141	3776	40,1

Tab. 1. Parametri della comunità ornitica nidificante nei due anni di studio.

Specie	d. 1987	d. 2004	Specie	d. 1987	d. 2004
<i>Anas platyrhynchos</i>	-	3,07	<i>Turdus merula</i>	0,77	3,07
<i>Phasianus colchicus</i>	0,38	0,77	<i>Cettia cetti</i>	2,30	3,84
<i>Ixobrychus minutus</i>	1,54	0,77	<i>Acrocephalus palustris</i>	9,98	2,30
<i>Nycticorax nycticorax</i>	-	2,30	<i>A. scirpaceus</i>	3,07	-
<i>Egretta garzetta</i>	-	3,84	<i>A. arundinaceus</i>	1,54	-
<i>Gallinula chloropus</i>	1,54	1,15	<i>Sylvia atricapilla</i>	2,30	7,3
<i>Columba palumbus</i>	-	3,07	<i>Aegithalos caudatus</i>	-	0,77
<i>Streptopelia turtur</i>	-	2,30	<i>Parus major</i>	-	2,30
<i>Cuculus canorus</i>	1,54	0,38	<i>Remiz pendulinus</i>	2,30	0,77
<i>Alcedo atthis</i>	0,77	1,15	<i>Oriolus oriolus</i>	0,38	0,38
<i>Jinx torquilla</i>	-	0,77	<i>Lanius collurio</i>	0,38	-
<i>Picus viridis</i>	-	0,38	<i>Pica pica</i>	0,38	1,54
<i>Dendrocopos major</i>	-	0,38	<i>Corvus cornix</i>	-	0,77
<i>Alauda arvensis</i>	0,38	-	<i>Sturnus vulgaris</i>	0,38	2,30
<i>Luscinia megarhynchos</i>	1,54	4,22	<i>Passer montanus</i>	1,54	0,77
<i>Saxicola torquatus</i>	0,77	-	<i>Carduelis chloris</i>	0,77	-

Tab. 2. Elenco delle specie nidificanti e relativa densità (cp/10 ha) nei due anni di studio.

Anno	Vegetazione prativa (mq)	Vegetazione elfotica (mq)	Vegetazione arbustiva (mq)	Vegetazione arborea (mq)
1987	62490	14530	2220	4350
2004	15800	9000	46000	12500

Tab. 3. Superfici occupate dalle principali categorie fisionomiche della vegetazione nei due anni di studio.

metodo fitosociologico (Braun-Blanquet, 1928), al pari dello studio pregresso, quanto di applicazioni metodologiche volte a definire l'inquadrimento fisionomico della vegetazione (Barbieri et al., 1975a; 1975b).

In tabella 1 sono riportati i parametri di comunità rispettivi ai due anni di indagine. Rispetto al 1987 si evince un aumento delle specie legate alla vegetazione nemorale, sia in termine di maggiore densità di specie già presenti che di comparsa di nuove specie; al contrario le specie proprie di ambienti aperti e del fragmiteto risultano

scomparse o con densità diminuita (Tab. 2). Queste variazioni trovano spiegazione nei risultati dello studio vegetazionale, che rivela una diminuzione delle superfici occupate da vegetazione erbacea e dalle elofite a favore soprattutto degli stadi arbustivi (Tab. 3). La maggior parte delle specie ornitiche è comunque comune ad entrambi gli anni di riferimento. Si ipotizza che l'evoluzione della vegetazione maturata in 17 anni, solo parzialmente influenzata da piantumazioni di elementi arboreo-arbustivi, non abbia ancora raggiunto un assetto in grado di permettere l'instaurarsi di una comunità nidificante significativamente diversa da quella presente nel sito di estrazione di argilla ai primi stadi di rinaturalizzazione. I risultati ottenuti forniscono spunti utili alla programmazione di idonei interventi di ripristino ambientale.

Ringraziamenti. Si ringrazia LIPU/BirdLife Italia - Sezione di Venezia, per aver permesso l'attuazione dei rilievi nel 2004 e Istituto Delta Ecologia Applicata per il supporto tecnico-operativo.

Summary

Evolution of the vegetation and implication on the breeding bird community in a sample area of the SIC and ZPS IT3250016 "Cave di Gaggio"

The study shows how the evolution of vegetation in an ex clay quarry of Veneto can influence the breeding bird community. This work is made of a comparison between two years of study: 1987 and 2004, when in the sample area we studied the breeding bird community by the mapping method. Comparison is also made between the results of two vegetational studies of the same period. In 2004 we found more species, with a major density, with less species typical of the reed beds and grassland and more wood species. The census found a lot of the same species both in 1987 and 2004.

BIBLIOGRAFIA

- Barbieri F., Fasola M., Pazzuconi A., Prigioni C., 1975a. I censimenti delle popolazioni di uccelli in ambienti boschivi. Riv. Ital. Orn. 45:1- 27.
- Barbieri F., Fasola M., Pazzuconi A., 1975b. Censimento della popolazione di uccelli nidificanti in un bosco ripariale del Ticino. Riv. Ital. Orn. 45:28-41.
- Bibby J., Burgess N.D., Hill D.A., 1992. Bird Census Techniques. Academic Press, London.
- Braun-Blanquet J., 1928. Pflanzensoziologie. Berlin.
- CISO, 1976. Il Metodo del Mappaggio. Guida pratica no. 1, Parma.
- Fowler J. & Cohen L., 1993. Statistica per Ornitologi e Naturalisti. Scienze Naturali Testi. Franco Muzzio Editore.
- Nicoletti F., 1993. Flora e vegetazione delle Cave di Gaggio nord (Marcon, VE). Tesi di laurea in Scienze Biologiche, Università di Padova.
- Stival E., 1992. L'avifauna delle cave di argilla senili del comune di Marcon (Venezia). Boll. Mus. civ. St. Nat. Venezia, 41 (anno 1990), pp. 235-264.

**FOURTH REVISION OF THE STATUS AND THE DISTRIBUTION
OF THE LANNER FALCON *Falco biarmicus feldeggii* AND THE
PEREGRINE *Falco peregrinus* IN THE ABRUZZO REGION
(CENTRAL ITALY)**

BABO REGINA ⁽¹⁾, AUGUSTO DE SANCTIS ⁽¹⁾, GIANCARLO OPRAMOLLA ⁽²⁾,
MASSIMO PELLEGRINI ⁽³⁾ & MARIE THIBERVILLE ⁽¹⁾

⁽¹⁾ IAAP-WWF, Centro Fauna Rupestre dell'Appennino, Riserva naturale regionale
Gole del Sagittario – Anversa degli Abruzzi (AQ)

⁽²⁾ Corpo Forestale dello Stato, Ufficio Territoriale Biodiversità di Castel di Sangro
Riserva Naturale Orientata Monte Velino

⁽³⁾ Stazione Ornitologica Abruzzese, c/o Museo De Leone – C.da Collalto
Riserva naturale e Oasi WWF Lago di Penne

The Peregrine and the Lanner Falcon are currently in the list of 409/79/CEE Bird Directive's Annex 1, the latter specie being considered as a priority species. EU member states are obligated to monitor both species and especially to carry out conservation policies and measures to preserve their breeding sites. In the Abruzzo region, every year there are several new projects which could impact over those species, such as wind farms development, road constructions or extraordinary maintenance operations (measures against falling rocks hazard), quarries opening, urbanization, hunting, rock climbing tourism development. For most of these activities, the Abruzzo regional administration has not actually general plans (quarries, hunting) or otherwise there are not specific evaluations of their impact on both species (wind farms, road constructions). The reason could be the lack of nesting sites data provided by the regional and province administrations. Indeed, all available published information about these species were produced by NGOs. In 1994 were produced the first revision of nesting sites for the Lanner (Pellegrini et al., 1994) and for the Peregrine (Pellegrini and Di Giambattista, 1994), followed by a second (De Sanctis et al., 1997) and a third one (De Sanctis and Pellegrini, 2007). The Abruzzo region is 10798 km² wide and its height ranges from 0 to 2912m. 30 % of its territory is gazetted as protected areas and around 50 % as SCI or SPA.

This paper presents the fourth revision about the breeding cliffs localisation through the use of GIS methods to generate distribution maps. These maps should represent the basis to establish conservation plans for the two species, to evaluate the effect of general plans or policies to be developed in the region through Strategic Environmental Evaluation and for the evaluation of single projects as Impact Assessment Evaluation procedures. Moreover the maps should be used to evaluate if SCI and SPA localization and management comply with the target objectives of the "Habitat" and "Birds" directives.

As in previous revisions, sites occupied by a territorial pair for at least one year in

	1991	1996	2003	2009
Peregrine	44 (3)	52 (5)	77 (7)	84 (7)
Lanner	11 ^(a) (3)	9 (6)	10 (7)	13 (7)

^(a) Data referred as ‘probable pairs’ in Pellegrini et al.1994 were submitted to critical review and 2 were excluded for all the other years

Tab. 1. Summary of the four revisions. In parenthesis, past Lanner sites which were occupied by the Peregrine.

Species	Protected areas		SCI	SPA	IBA	Total
Peregrine	41	45 (54%)	44	34	46	77
Peregrine ex Lanner	4	4	48 (57%)	3	37 (44%)	5
Lanner		7 (54%)	7 (54%)	8 (62%)	11 (85%)	13
Total	50		55	45	62	97

Tab. 2. Protection status of the nesting sites of the two species

the breeding season were georeferenced. In the first revision, monitoring was done only on cliffs higher than 20 meters in all the region. The second and third revisions had taken into account all potential cliffs also less high than 20 meters but only in the main four protected areas and in scattered other areas. For the present revision, still using this method, we added to those sites two wide areas -Val Roveto and Val di Sangro- only monitored in the first revision and considered as ‘scarce cover’ in the tab of the third revision. Using GIS tools the database was put in relation with maps of Protected areas of Abruzzo (National Parks, Regional Parks, Regional Reserves), SCI, SPA and IBA zones.

The summary of the first three revisions and the results of the present study are reported in tab.1 and tab.2.

We can observe a drastic positive trend for the Peregrine, whose population almost doubled in two decades, as currently noticed in occidental Europe. For this species, first revision data was quite reliable: some areas of the region, monitored with the strictest method of the subsequent revisions, i.e. all cliffs monitored, presented the same trend. Moreover in the last two years, urbanised areas were occupied by not reproducing individuals. For the Lanner which shows a more secretive behaviour occupying marginal and small cliffs, data of the first three revisions could include a little underestimation. Therefore there was a small decline in the ninety’s but then the number of pairs lightly increased and stabilized. This could be partly due to the discovery of two pairs in the monitored areas in 2009 but also to a reoccupation of historical sites. Regarding the formal protection status of the nest sites, it seems acceptable with more than fifty percent of both species pairs within protected areas. How-

ever it is not only due to specific planning of protected areas, but also to a usual high percentage of protected areas in Abruzzo. Indeed, it is notable that IBA sheltered the highest percentage of pairs because of the way they were planned. They were based on field data and not on administrative choices, as for SPA and protected areas. Our maps constitute now valid instruments that can be easily updated and which should be used by different administrations to correctly evaluate plans, policies and projects.

Riassunto

Quarta revisione dello status e della distribuzione del Lanario *Falco biarmicus feldeggii* e del Pellegrino *Falco peregrinus* in Abruzzo

In questo lavoro si presenta la quarta revisione sullo status del Falco pellegrino (*Falco peregrinus*) e del Lanario (*Falco biarmicus feldeggii*) nella regione Abruzzo. Ogni sito per il quale è stata registrata la presenza in periodo riproduttivo in almeno un anno dal 1985 ad oggi è stato georeferenziato in Arcgis, formando una base di dati dettagliata. Compongono questa banca dati 97 siti: 84 di Pellegrino (di cui 7 precedentemente occupati dal Lanario) e 13 di Lanario. Sovrapponendo la mappa dei siti con ZPS, SIC, IBA e aree protette (Parco Nazionale, Parco Naturale Regionale, Riserva Naturale) sono stati definiti i livelli di protezione accordati sulla carta ai siti riproduttivi delle due specie. Il 54% dei siti di Pellegrino è in area protetta (di cui il 69% in Parco Nazionale, il 9% in Parco Regionale e il 9% in Riserva) come per il Lanario (di cui il 57% in Parco Nazionale, il 14% in Parco Regionale e il 29% in Riserva). Per quanto riguarda la rete Natura2000, per il Pellegrino le percentuali sono 44% (ZPS), 57% (SIC), 61% (IBA) mentre per il Lanario 62% (ZPS), 54% (SIC) e 85% (IBA). Questo database rende possibile ulteriori approfondimenti circa l'impatto di progetti (infrastrutture quali elettrodotti e impianti eolici), piani e politiche (Piani di sviluppo rurale) su queste due specie tutelate a livello comunitario. Inoltre rende possibile il loro periodico monitoraggio, obbligatorio per gli Stati Membri della UE.

REFERENCES

- De Sanctis A., Magrini M., Perna P., Angelini A., Armentano L., Di Meo D., Manzi A., Pellegrini Ms & Spinetti M. 1997. Conservation of the Lanner (*Falco biarmicus feldeggii*) and Peregrine (*Falco peregrinus*) in Central Apennines. Avocetta, suppl. IX Convegno Italiano di Ornitologia, Alghero.
- De Sanctis A. and Ms Pellegrini 2007. Updating of the knowledge about status and distribution of the Lanner (*Falco biarmicus*) and the Peregrine (*Falco peregrinus*) in the Abruzzo region. Proceeding of the meeting 'Golden eagle, Lanner and Peregrine in the Italian peninsula - 26,28 March 2004' (Eds Magrini M., P. Perna and M. Scotti). Gola della Rossa regional park, p. 109-111.
- Pellegrini Ms and P. Di Giambattista 1994. Status and distribution of the Peregrine (*Falco peregrinus*) in the Abruzzo Region. Proceeding of the sixth italian ornithological meeting (Eds Baldaccini N.E., T. Mingozzi, C. Violani). Turin Natural Museum, Turin p. 478.
- Pellegrini Ms, S. Civitarese, A. De Sanctis, P. Di Giambattista 1994. Status and distribution of the Lanner (*Falco biarmicus feldeggii*) in the Abruzzo Region. Proceeding of the sixth italian ornithological meeting (Eds Baldaccini N.E., T. Mingozzi, C. Violani). Turin Natural Museum, Turin p. 483.

MONITORAGGIO ANNUALE DELL'AVIFAUNA NEL SITO DI IMPORTANZA COMUNITARIA "PARCO DI PORTOFINO" (GE)

SARA SANETTI⁽¹⁾, GABRIELLA MOTTA⁽¹⁾, MARCO BONIFACINO⁽¹⁾, ENNIO CRITELLI⁽¹⁾,
ALESSANDRO DIVANO⁽¹⁾ & ENRICO BASSI⁽²⁾

*Liguriabirding-Ebn Italia – Corso Europa, 1654/7 – 16166 Genova (info@liguriabirding.net)
Via Provinciale, 69 – 24022 Alzano Lombardo (BG)*

Per garantire la conservazione delle specie presenti nelle aree della Rete Natura 2000 (SIC e ZPS) è importante attuare programmi di monitoraggio mirati a valutarne la presenza in termini quali-quantitativi. Per questo motivo Liguriabirding, nodo ligure di EBN Italia, nel 2008 ha condotto un monitoraggio dell'avifauna del Parco Naturale Regionale di Portofino, interamente incluso in uno dei 125 Siti di Importanza Comunitaria (SIC) compresi nella Rete Natura 2000 della Regione Liguria, per redigere un elenco delle specie presenti e localizzare le aree di interesse conservazionistico. L'area di studio comprende il SIC "Parco di Portofino" (IT1332306) e la confinante area esterna, per un'estensione totale di 19 Km². Il 41% dell'area protetta è coperto da boschi mesofili, il 29% da ambienti mediterranei (lecceta e macchia mediterranea), il 21% da oliveti e aree antropizzate. La presenza di boschi di resinose a dominanza *Pinus pinaster* e aree costiere, pur ridotta in termini di superficie, contribuisce ad aumentare la biodiversità dell'area.

I dati di campo sono stati raccolti nel periodo dicembre 2007 - ottobre 2008, tramite il percorso periodico di 3 transetti (di lunghezza media pari a 5,4 Km) e l'esecuzione di 30 punti d'ascolto in periodo riproduttivo, distribuiti nei diversi ambienti in modo proporzionale rispetto all'estensione percentuale di ciascun habitat sulla superficie complessiva (Bibby et al., 1992). Successivamente, i dati sono stati integrati con quelli raccolti nell'ambito del progetto "MONILI", coordinato dall'Università di Genova. Complessivamente l'attività di censimento 2007/2008 ha impiegato 10 giornate sul campo: 2 dedicate allo svolgimento dei punti di ascolto, 5 ai rilevamenti mediante effettuazione di transetti e 3 di sopralluoghi notturni finalizzati a ottenere informazioni su specie più elusive e localizzate (Strigiformi e Succiapapre).

Nel Parco di Portofino il numero complessivo delle specie note ammonta a 88 suddivise in 19 Ordini. Di queste, 42 specie si considerano potenzialmente nidificanti nell'area di studio, pari al 29,2% delle specie presenti in periodo riproduttivo in Liguria (N=144, da AA.VV. 1989) e il 16,2% delle 260 specie (Brichetti & Massa 1998) di cui è nota la nidificazione in Italia. Tra queste, 14 sono incluse in All. I della Dir. CEE 79/409, di cui 2 nidificanti (Pellegrino e Magnanina).

Il Rapporto NP/P (Non Passeriformes/Passeriformes), solitamente correlato alla varietà degli ecosistemi presenti nell'area, è risultato pari a 0,95 (43 Non Passeriformi, 45 Passeriformi).

Il valore dell'Indice di Diversità H' è pari a 3,62 per l'intera area di studio, ad indicare un buon livello di biodiversità avifaunistica. Il valore dell'Indice di Equipartizione J è invece pari a 0,82, ad indicare una buona distribuzione dell'abbondanza delle diverse specie.

In media per ogni punto di ascolto sono state rilevate 6,2 specie; di queste, 11 erano presenti in più del 20% dei PdA e possono quindi essere considerate specie comuni all'interno del Parco. Le specie contattate con la massima frequenza nei PdA sono:

- Merlo (64,71%)
- Capinera (61,76%)
- Occhiocotto (35,29%)
- Pettiroso (32,35%)
- Cinciarella (29,41%)
- Cornacchia grigia (29,41%)

Gli ambienti più ricchi di specie risultano essere gli oliveti e le aree antropizzate (N=49), cui seguono la macchia mediterranea (N=42) e il bosco di caducifoglie (N=39). Gli ambienti più poveri di specie risultano invece essere la pineta a *Pins pinaster* (N=17) e la lecceta (N=22).

Dall'analisi del ciclo annuale, si conferma l'importanza dell'area protetta per la presenza di specie svernanti regolari e irregolari (Borgo et al., 1997; Spanò et al., 1998; Spanò, 1969(a); Spanò, 1969(b)) quali Strolaga mezzana, Sula, Svasso collorosso e Orco marino. Il maggior numero di specie sul Promontorio (N=55) si è registrato nel periodo febbraio - aprile, ove al numero di specie nidificanti si è sommato quello delle specie migratrici.

I risultati ottenuti nel primo anno di ricerca hanno evidenziato come l'area protetta sia uno dei più importanti Siti a livello provinciale da un punto di vista avifaunistico. Pertanto sono auspicabili ulteriori studi e monitoraggi per migliorare lo stato delle attuali conoscenze, al fine di individuare le minacce potenziali e le più corrette strategie di gestione (BirdLife International, 2004; Gariboldi et al., 2004).

Si ringraziano: Prof. Loris Galli (Università degli studi di Genova) per aver fornito i dati relativi al progetto MO.NI.LI., Alberto Girani (Direttore del Parco di Portofino) e tutto lo staff dell'area protetta, Piero e Nicolò Alberti, Alessandrio Jacopi, Mauro Giorgini, Mauro Silveri per aver contribuito alla raccolta dati, Enrico Borgo (Museo di Storia Naturale di Genova), Angelo e Alberto Nava per aver fornito numerosi dati recenti relativi al Parco di Portofino, Luciano Ruggeri e l'Associazione EBN Italia.

Summary

Annual monitoring of birds in the Site of Community Interest "Parco di Portofino" (GE)

In the period december 2007 - october 2008 Liguriabirding-EBN Italia monitored birds in the SIC "Parco di Portofino" (GE), to redact a list and to locate important conservation areas. Data were collected using both line transect method and point

counts method (N=30 points). In the study area were counted 88 bird species; 42 species are breeding birds, 2 of which are protected by EU Directive 79/409 CEE (*Falco peregrinus* and *Sylvia undata*).

BIBLIOGRAFIA

- AA.VV., 1989. Atlante degli Uccelli nidificanti in Liguria. Regione Liguria, Genova.
- Bibby C.J., Burgess N.D. & Hill D.A. 1992. Bird census techniques. Academic press, London.
- BirdLife International 2004. Birds in Europe. Population Estimates, Trends and Conservation Status. *BirdLife Conservation Series*, 12. BirdLife International: 374 pp.
- Borgo E., Truffi G. & Iacopi A., 1997- Italian Regional Checklist: Liguria.
- Brichetti P. & Massa B. 1998. Check-list degli uccelli italiani aggiornata a tutto il 1997. Riv. Ital. Orn. 68: 129-152.
- Gariboldi A., Andreotti A. & Bogliani G., 2004. La conservazione degli uccelli in Italia. Alberto Perdisa Editore, Bologna.
- Spanò S., 1969(a). Nota preliminare per uno studio dell'avifauna del Promontorio di Portofino (Genova). Rivista Italiana di Ornitologia, Anno XXXIX, Serie II.
- Spanò S., 1969(b). Note ornitologiche sul Promontorio di Portofino. Estratto dall'Archivio Botanico e Biogeografico Italiano, Volume XLV.
- Spanò S., Truffi G., Burlando B., 1998. Atlante degli uccelli svernanti in Liguria. Regione Liguria - Ufficio Allevamento Caccia e Pesca, Genova

VALORE ORNITOLOGICO NELLA ZPS - ITA 050012 “TORRE MANFRIA, BIVIERE E PIANA DI GELA” (SICILIA)

MAURIZIO SARÀ⁽¹⁾, ROSARIO MASCARA⁽²⁾ & EMILIO GIUDICE⁽³⁾

⁽¹⁾ Dipartimento Biologia Animale – Via Archirafi, 18 – 90123 Palermo (mausar@unipa.it)

⁽²⁾ Fondo Siciliano per la Natura – Via Popolo, 6 – 93015 Niscemi, CL (wmasca@tin.it)

⁽³⁾ LIPU-Riserva Naturale Orientata “Biviere di Gela” – 93012 Gela, CL (direttore@riservabiviere.it)

La ZPS ITA050012 (circa 18.000 ha) ricade in un comprensorio molto antropizzato e industrializzato dei comuni di Acate, Butera, Caltagirone, Gela, Niscemi. Sono presenti ecosistemi prioritari (All.1 92/43/CEE) come le ‘dune costiere con *Juniperus* spp.’, gli ‘stagni temporanei mediterranei’, i ‘percorsi substepnici di graminacee e piante annue dei *Thero-Brachypodietea*’ e decine d’endemismi botanici ed entomologici. La fauna della ZPS annovera 71 specie di uccelli in All.1 della 79/409/CEE; 12 anfibi, rettili e mammiferi inseriti nell’All.2 della 92/43/CEE; 38 specie e sottospecie endemiche regionali e italiane, perlopiù insetti. In totale sono 109 le specie di vertebrati e invertebrati inserite nelle Liste Rosse e negli allegati delle Direttive e Convenzioni internazionali. Molti aspetti ornitologici sono stati analizzati (AA.VV. 2008, Bellia et al., 2007, Campo et al., 2001, Mascara 1987a, 1987b, 1989, 2001, 2003, 2008, Mascara e Sarà 2006 e 2007), manca tuttavia un lavoro di sintesi che tenga conto del monitoraggio e dello stato di salute dei siti della Rete Natura 2000. L’avifauna della ZPS ha una ricchezza di 170 specie appartenenti a 19 ordini e 53 famiglie, con 78 specie nidificanti, di cui il 56,4% non passeriformi. Tra le popolazioni nidificanti spiccano quelle in All.1 della 79/409/CEE che sono tra le più abbondanti a livello regionale e/o nazionale (Mascara e Sarà 2006 e 2007, Bellia et al., 2007). Per il Grillaio, *Falco naumanni*, nel 2010 è stata stimata nell’area (comprensiva dell’IBA adiacente) una popolazione di 450-500 coppie; equivalente ad un terzo della popolazione siciliana e tra le maggiori in Italia, e con parametri riproduttivi tra i più alti d’Europa. Nella ZPS nidifica tutta la popolazione siciliana di Pernice di mare *Glareola pratincola* con 60-100 cp. La Ghiandaia marina, *Coracias garrulus* è presente con 40-45 cp; la specie che si è rarefatta, soprattutto nella Sicilia centro-occidentale, ha nella Piana di Gela la popolazione siciliana più cospicua. Anche nel caso dell’Occhione, *Burhinus oedicephalus*, la popolazione della ZPS è la più numerosa siciliana, con una frequenza di 2,8 ind/100 ha. Infine, la Cicogna bianca, *Ciconia ciconia*, nidifica dal 2001 sui tralicci degli elettrodotti, con una popolazione in costante aumento e con un alto tasso d’involto (n° di juv involati/n° coppie che hanno depresso: 3,28 ± 0,49). Nel 2009 ha raggiunto le 20 coppie, anche se il tasso d’involto (2,70 juv/cp) si è abbassato a causa della mortalità dei pulli dovuta a forti acquazzoni primaverili. Un cenno merita anche la popolazione di rapaci diurni che comprende 6 specie sedentarie (*Hieraetus fasciatus*, *Circaetus gallicus*, *Buteo buteo*, *Falco tin-*

nunculus, *Falco biarmicus*, *Falco peregrinus*) e 2 nidificanti estive (*Milvus migrans*, ed il già citato Grillaio). Va rilevato che alcune di queste specie (Aquila del Bonelli, Lanario, Pellegrino, Biancone, Nibbio bruno) nidificano in aree limitrofe esterne alla ZPS, ma usano quotidianamente l'area protetta per la caccia e altre attività (corteggiamento, sosta, ecc).

Una lista di 127 specie migratrici con una media di 50.000 individui censiti per anno, evidenziano l'importanza quali-quantitativa della migrazione primaverile in quest'area del Mediterraneo. Ad esempio, nel Marzo-Aprile 2001 sono stati contattati 63.984 uccelli in transito, di cui: 26.266 *Anas querquedula*, 11.412 *Anas acuta* e 8.258 *Aythya nyroca* (Campo et al., 2001). 50 delle specie contattate, rientrano nella Direttiva 79/409/CEE. Due di queste (*Aythya nyroca*, *Plegadis falcinellus*), peraltro con un alto numero di individui in transito, sono inserite nella categoria CR della Lista Rossa IUCN, altre 14 nella categoria VU e 11 nella categoria EN. Mentre, secondo i criteri di Tucker e Heath (1994), 34 specie (3 in SPEC 1, 8 in SPEC 2 e 23 in SPEC 3) hanno uno stato di conservazione sfavorevole e necessitano di interventi di tutela a livello internazionale. L'area della ZPS è inoltre un sito di svernamento per 80 specie, di cui *Numenius arquata*, *Pluvialis apricaria* e *B. oediconemus* d'importanza nazionale per la consistenza dei contingenti (Baccetti et al., 2002).

A fronte dell'importanza locale e internazionale, sancita anche dal recente Piano di gestione della ZPS e dei SIC annessi, manca un adeguato livello di protezione delle specie e degli habitat e soprattutto stenta a decollare un'attiva politica di tutela e conservazione della biodiversità. Le politiche di espansione e di trasformazione dell'agricoltura intensiva e dell'industria, sia a livello comunale che regionale, rischiano di degradare irrimediabilmente il territorio con ripercussioni su una larga fetta dell'avifauna del Palearctico.

Ringraziamenti. Desideriamo ringraziare E. Bellia, G. Campo, D. Campobello, S. Triolo, L. Zanca e quanti, in questi anni, hanno partecipato ai campi di studio. C. Nicosia per la traduzione del riassunto.

Summary

Ornithological value in the SPA-ITA 050012 "Torre Manfreda, Biviere e Piana di Gela" (Sicily)

The importance of the SPA for the conservation of the Palaearctic birdlife is outlined by a check-list of 170 species belonging to 19 orders and 53 families, 71 of which are included in the annex 1 of the 79/409/CEE. Most (56,4%) of the 78 species breeding in the SPA are non passerines: *Falco naumanni*, *Glareola pratincola*, *Burhinus oediconemus* and *Coracias garrulus* have there the most abundant regional or national populations. 127 species with an average figure of 50,000 birds are recorded during spring migration, with peaks of the IUCN CR *Aythya nyroca* and *Plegadis falcinellus*. 80 species are enlisted during winter, the overwintering numbers of *Numenius arquata*, *Pluvialis apricaria* and *Burhinus oediconemus* being important at national

level. This hot-spot is not adequately managed and protected in spite of the current legislation. Not controlled hunting, smuggling, poaching, and intensification of agriculture are the main threats.

BIBLIOGRAFIA

- AA.VV. 2008 – Atlante della Biodiversità della Sicilia: Vertebrati terrestri. Agenzia Regionale Protezione Ambiente, Palermo. Vol. 6.
- Baccetti N. Dall'Antona P. Magagnoli P. Melega L. Serra L. Soldatini C. Zenatello M. 2002. Risultati dei Censimenti degli Uccelli acquatici svernanti in Italia: distribuzione, stima e trend delle popolazioni nel 1991-2000. *Biologia Conservazione Fauna*, INFS, 111:1-240
- Bellia E., Mascara R., Sarà M., 2007 – Censimento dell'occhione *Burhinus oedicnemus* in un'area steppico-cerealicola della Sicilia meridionale. XIV CIO, Trieste.
- Campo G., Collura P., Giudice E., Puleo G., Andreotti A., Ientile R., 2001 – Osservazioni sulla migrazione primaverile di uccelli acquatici nel Golfo di Gela. *Atti XI CIO*. *Avocetta* 25: 185.
- Mascara R., 1987a – La Ghiandaia marina (*Coracias garrulus*) in un'area della Sicilia Meridionale (*Aves*, *Coraciformes*). *Naturalista sicil.* XI: 47-49.
- Mascara R., 1987b – Accertata nidificazione di Pernice di mare, *Glareola pratincola*, in un'area cerealicola della Sicilia. *Riv. ital. Orn.* 57 (1-2), p. 137.
- Mascara R., 1989 – Nuovi dati sulla riproduzione della Pernice di mare, *Glareola pratincola*, nella pianura di Gela (Sicilia Centro-meridionale). *Picus* 15(3): 99-103.
- Mascara R., 2001 – Censimento della popolazione nidificante di Grillaio, *Falco naumanni*, nell'area della Piana di Gela (Sicilia). *Riv. ital. Orn.* 71 (2): 213-216.
- Mascara R., 2003 – Stato dei rapaci diurni nella Sicilia centro-meridionale. *Avocetta*. *Atti 1° Convegno Italiano Rapaci diurni e notturni.* 27: 32.
- Mascara R., 2008 – Censimento della popolazione nidificazione di Svasso maggiore, *Podiceps cristatus*, Cicogna bianca, *Ciconia ciconia* e Cavaliere d'Italia, *Himantopus himantopus*, nell'area della Piana di Gela (Sicilia). *Picus* 34(1): 39-42.
- Mascara R., Sarà M., 2006 – Densità e biologia riproduttiva del Grillaio, *Falco naumanni*, nella piana di Gela (Sicilia). *Avocetta.* 30: 39-47
- Mascara R., Sarà M., 2007 – Censimento di specie d'uccelli steppico-cerealicole d'interesse comunitario nella Piana di Gela (Sicilia sud-orientale) (*Aves*). *Naturalista sicil.* XXXI: 27-39.
- Tucker G.M. & Heath M.F. 1994. *Birds in Europe: their conservation status*. BirdLife Int., Cambridge, UK.

MONITORAGGIO DELLO SVASSO MAGGIORE *Podiceps cristatus* NELLA RISERVA NATURALE LAGO DI VICO ZPS IT 6010057 (LAZIO): CONSISTENZA E SUCCESSO RIPRODUTTIVO

FABIO SCARFÒ

*Riserva Naturale Lago di Vico – Via Regina Margherita, 2 – 01032 Caprarola, VT
(naturalista@riservavico.it)*

La Riserva Naturale Regionale Lago di Vico (VT) ospita la più importante popolazione di Svasso maggiore *Podiceps cristatus* del Lazio (Boano et al., 1995) e ha promosso sin dal 1986 ricerche su questa specie, simbolo dell'area protetta. Lo Svasso maggiore è la principale specie ittiofaga nidificante nell'area ed è ritenuto un discreto indicatore dello stato di conservazione dell'ecosistema lacustre.

I dati disponibili permettono di effettuare un confronto diacronico sulla consistenza e sul successo riproduttivo della popolazione del Lago di Vico in un periodo di circa 20 anni.

Il Lago di Vico è un bacino di origine vulcanica, situato a 510 m s.l.m. e si estende per 1175 ha. La vegetazione palustre orla quasi tutto il perimetro del lago ed è costituita principalmente da fragmiteto *Phragmitetum communis* (Azzella & Scarfò, 2010) che costituisce l'habitat riproduttivo della specie (Calvario & Sarrocco, 1996). Nella Riserva Naturale, istituita nel 1982, sono vietati la caccia e la navigazione con motori a combustione interna. Il lago e le zone palustri circostanti sono SIC (IT 6010024) e ZPS (IT 6010057).

La popolazione di Svasso maggiore nidificante nel Lago di Vico è stata censita negli anni 1986-1987 (Calvario & Sarrocco, 1996), 1999-2000 (Paolini, 2001; Paolini et al., 2003) e 2006-2007. Fino al 2000 i censimenti sono stati effettuati con cadenza quindicinale da stazioni fisse sulla riva (Calvario & Sarrocco, 1996; Paolini 2001); nel 2007 si è effettuato un unico conteggio (19 luglio) da natante percorrendo il giro del lago a bassa velocità (3-6 nodi); nel 2006 si è proceduto con una stazione fissa da riva (29 giugno) e si è completato il censimento da natante (10 luglio).

Il censimento delle coppie riproduttrici di Svasso maggiore pone alcune problematiche: il nido viene occultato dagli adulti ed effettuare la ricerca nella vegetazione è sconsigliabile per l'elevata sensibilità della specie al disturbo durante la nidificazione (Calvario & Sarrocco, 1996). È preferibile procedere per via indiretta con il conteggio degli adulti e stimare le coppie dimezzando il valore ottenuto. In bibliografia vengono proposti momenti diversi per il conteggio: aprile (Woollhead, 1987), seconda metà di giugno (Calvario & Sarrocco, 1991). Questi metodi permettono di stimare il numero di coppie "potenzialmente nidificanti", si tratta di una sovrastima poiché solo una percentuale degli individui adulti si riproduce effettivamente (Calvario & Sarrocco, 1996).

Anno	Metodo	Coppie stimate	Juv.	Juv./coppia	Fonte
1986	Da terra	44	29	0,66	Calvario & Sarrocco, 1996
1987	Da terra	39	24	0,62	Calvario & Sarrocco, 1996
1999	Da terra	36	25	0,69	Paolini, 2001
2000	Da terra	28	24	0,86	Paolini, 2001
2006	Terra + barca	24	31	1,29	Presente lavoro
2007	Barca	34	47	1,38	Presente lavoro
	Media \pm DS	34,2 \pm 7,28	30,0 \pm 8,81	0,92 \pm 0,34	

Tab. 1. Monitoraggio della popolazione di Svasso maggiore *Podiceps cristatus* nel Lago di Vico (VT): numero di coppie e produttività.

Il calcolo della produttività (rapporto tra numero di giovani osservati e coppie stimate) è fortemente influenzato dal metodo di stima delle coppie e ciò rende il valore non omogeneo.

I dati disponibili per il Lago di Vico (Tab. 1) sono solo parzialmente confrontabili, sia per l'applicazione di metodi differenti, sia per la mutata contattabilità della specie, dovuta alle modificazioni ambientali intercorse in 20 anni (es. riduzione di fasce di fragmiteto che ostacolavano la visibilità in ampi tratti di lago).

La popolazione del Lago di Vico si può ritenere stabile (media $34,2 \pm 7,28$ coppie), con fluttuazioni annuali degli effettivi. Il valore della produttività registrato nel 2006-2007, maggiore di quello degli anni precedenti, può essere attribuito a differenze nel metodo di censimento. Si può ipotizzare che l'impiego del natante permetta di effettuare un conteggio più accurato dei giovani. La produttività di 1,29-1,38 juv./coppia è prossima a quella di altri siti italiani (Brichetti & Fracasso, 2003), mentre i valori 0,62-0,86 juv./coppia degli anni precedenti sono fra i più bassi registrati in Europa (Calvario & Sarrocco, 1996; Paolini, 2001).

I dati 2006-2007 sono incoraggianti, poiché indicano che la specie non è stata sensibilmente influenzata dai cambiamenti ambientali. Negli ultimi due decenni lo stato trofico del lago è peggiorato, da oligo-mesotrofico a meso-eutrofico, il fragmiteto si è ridotto di estensione da 50 a 37 ha (Azzella & Scarfò, 2010) ed il Cinghiale *Sus scrofa* ha colonizzato l'area (Olmi & Zapparoli, 1992), con gruppi famigliari che frequentano assiduamente il fragmiteto arrecando potenziale disturbo alla nidificazione.

Ai fini del monitoraggio della specie per scopi gestionali si può ritenere ottimale il confronto diretto del numero di giovani, che può essere considerato un indice dello stato di conservazione della popolazione e non è influenzato dai metodi di stima delle coppie nidificanti. Il metodo di censimento che si propone per il Lago di Vico consiste in un unico conteggio da effettuare procedendo a velocità di 3-6 nodi con un natante in luglio, periodo in cui si osserva il maggior numero di giovani (Calvario & Sarrocco, 1996; Paolini, 2001).

Ringraziamenti. Si ringraziano Guido Baldi, Angelo Meschini, Stefano Sarrocco.

Summary

Great Crested Grebe *Podiceps cristatus* monitoring in Lake Vico Natural Reserve SPA IT6010057 (Central Italy): population and reproductive success

Lake Vico is the most important Great Crested Grebe breeding site in Latium (Central Italy). Vico is a volcanic lake 1175 ha wide, at 510 m of altitude, with a reed *Phragmites australis* belt. Studies on breeding population were carried out in 1986-1987, 1999-2000, 2006-2007, with some differences in counting method: from 1986 to 2000 the count was carried out from shore, in 2006-2007 using a boat. The potential breeding pairs values were estimated from the adult count. From 1986 to 2000 productivity values (0,62-0,86 juv./pair) were very low, in 2006-2007 the values were higher (1,29-1,38 juv./pair) similar to other European localities: this may depend on a more accurate boat count of juveniles. The number of juveniles varied from 24 to 47 (mean 30,0 ± 8,81) and it seems to be a useful index of population fitness, not influenced from breeding pairs estimation method. Great Crested Grebe population in Lake Vico seems to be stable, with some annual variations. We propose a monitoring method for Natural Reserve management aim: a juveniles boat count in July.

BIBLIOGRAFIA

- Azzella M. M. & Scarfò F., 2010. Atlante della vegetazione ripariale e sommersa della Riserva Naturale Lago di Vico. Collana Atlanti Locali, Edizioni ARP, Roma
- Boano A., Brunelli M., Bulgarini F., Montemaggiori A., Sarrocco S., Visentin M. (eds.), 1995. Atlante degli uccelli nidificanti nel Lazio. Alula II (1-2): 16-17.
- Bricchetti P. & Fracasso G., 2003. Ornitologia italiana. Vol.1 - Gaviidae - Falconidae. Alberto Perdisa Editore, Bologna: 14-19.
- Calvario E. & Sarrocco S., 1991. Popolazione nidificante e svernante di Svasso maggiore nel Lazio: considerazioni sul periodo di censimento. Suppl. Ric. Biol. Selv. XVI: 301-305.
- Calvario E. & Sarrocco S., 1996. Status dello Svasso maggiore *Podiceps cristatus* nella Riserva Naturale "Lago di Vico" (VT). Alula III (1-2): 87-100.
- Olmi M. & Zapparoli M. (eds), 1992. L'ambiente nella Tuscia laziale. Union Printing Ed., Viterbo.
- Paolini A., 2001. Distribuzione spaziale, fenologia e successo riproduttivo dello Svasso maggiore *Podiceps cristatus* nella Riserva Naturale Lago di Vico (Lazio). Tesi di Laurea in Scienze Biologiche. Università degli Studi Roma Tre.
- Paolini A., Calvario E., Carpaneto G. M., 2003. Distribuzione spaziale, fenologia e successo riproduttivo dello Svasso maggiore *Podiceps cristatus* nella Riserva Naturale Lago di Vico (VT). Avocetta 27: 169.
- Woollhead J., 1987. A method for estimating the number of breeding pairs of Great Crested Grebes *Podiceps cristatus* on lakes. Bird Study 34: 82-86.

NUOVE SPECIE NIDIFICANTI, DI PASSO E IN ESPANSIONE NELLA RISERVA NATURALE MONTERANO (LAZIO)

FABIO SCARFÒ⁽¹⁾, ROBERTO ORLANDINI⁽²⁾ & PAOLO VERUCCI⁽²⁾

⁽¹⁾ *Riserva Naturale Lago di Vico – Via Regina Margherita, 2 – 01032 Caprarola, VT*
(*naturalista@riservavico.it*)

⁽²⁾ *Riserva Naturale Monterano – Piazza Tubingen, 1 – 00060 Canale Monterano, RM*
(*monterano@parchilazio.it*)

La Riserva Naturale Regionale Monterano è stata istituita nel 1989 ed è inclusa nella ZPS IT6030005 Comprensorio Tolfetano-Cerite-Manziate dal 2005, a seguito dell'ampliamento della stessa motivato dall'importanza ornitologica dell'area. Nel 2004 nell'ambito degli studi finalizzati alla stesura del piano del SIC IT 6030001 "Fiume Mignone - medio corso", che ricade parzialmente nella Riserva, è iniziato un monitoraggio sistematico dell'avifauna con punti d'ascolto (Scarfò, 2006) integrato con osservazioni opportunistiche in siti ad alta valenza ecologica quali pareti tufacee, zone umide e alberi vetusti.

La Riserva si estende per 1085 ha nel comune di Canale Monterano (RM), l'ambiente è di tipo mediterraneo (180-400 m s.l.m.) ed è costituito da un mosaico di boschi cedui, seminativi non irrigui, pascoli arborati e forre tufacee. Di particolare rilievo è la presenza del reticolo idrografico del Fiume Mignone e di zone umide di origine artificiale (laghetti originati in una ex cava in Loc. Mercareccia e un piccolo invaso a monte di una diga) di interesse soprattutto per la sosta dell'avifauna migratrice. L'attività di monitoraggio dell'avifauna della Riserva è iniziata nella primavera 2004, con l'applicazione del metodo IPA (Blondel et al., 1970) su 40 stazioni d'ascolto (di cui 15 ricadenti nella Riserva) posizionate lungo il corso del Mignone e dei suoi affluenti, distanziate tra loro di 450 m (Scarfò, 2006). Tale attività è stata integrata con osservazioni da punti di vantaggio della durata di un'ora a cadenza settimanale nei laghetti e osservazioni quindicinali presso le pareti tufacee con segni di frequentazione di falconidi.

I dati pregressi disponibili per la Riserva sono rappresentati dagli studi propedeutici al piano d'assetto realizzati nel 1995-1996 (Capizzi et al., 2006), dalle osservazioni dei guardiaparco (2001-2003) e da uno studio specialistico sui Falconiformi a cura dell'Associazione Altura (Allavena, 2003). Di seguito si prendono in esame le specie di maggior interesse conservazionistico di cui si è rilevato un cambiamento nello status o nella fenologia.

Cicogna nera *Ciconia nigra* (All. I Dir. Uccelli): la specie non nidifica nella Riserva, ma dal 2002 è una presenza costante in periodo riproduttivo nella vicina Provincia di Viterbo (Bordignon et al., 2007). Nella Riserva e in aree strettamente limitrofe sono stati compiuti due avvistamenti (2004, 2008).

Falco pescatore *Pandion haliaetus* (All. I Dir. Uccelli): dal 2007 la specie viene regolarmente avvistata durante la migrazione. Nel 2008 un individuo ha sostato alcuni giorni presso la diga sul Mignone.

Falco pellegrino *Falco peregrinus* (All. I Dir. Uccelli): le segnalazioni della specie precedenti al 2003 sono occasionali, attribuibili ad individui svernanti o di passo. Successivamente, si è osservato un aumento della presenza della specie e nel 2007 è stata accertata la nidificazione. Nel 2009 si è aggiunta una seconda coppia, in un'area ai confini della Riserva.

Occhione *Burhinus oedicephalus* (All. I Dir. Uccelli): la prima segnalazione riguarda una coppia in data 8/6/2004, lungo il corso del Mignone. Nel corso della stessa estate alcuni individui sono stati osservati regolarmente in un pascolo cespugliato con rocce affioranti. Queste osservazioni si sono ripetute negli anni successivi, con l'accertamento della nidificazione a partire dal 2007 (Verucci et al., in stampa).

Piro piro culbianco *Tringa ochropus*: a partire dal 2004 la presenza della specie risulta regolare durante la migrazione. Singoli individui o piccoli gruppi sostano presso i laghetti e la diga sul Mignone.

Picchio rosso maggiore *Dendrocopos major*: la specie viene segnalata da Capizzi et al. (2006) già nel 1996-1997, tuttavia la scarsità di segnalazioni degli anni 2001-2003 (2 soli avvistamenti) fa ritenere che la specie avesse una distribuzione molto ristretta. A partire dal 2004, i dati del monitoraggio mostrano una progressiva diffusione della specie che attualmente è piuttosto comune nei boschi della Riserva (rilevata nel 40 % di stazioni *play-back* (n=10) effettuate nel 2008).

Picchio muratore *Sitta europaea*: la specie aveva una presenza localizzata (Capizzi et al., 2006). A partire dal 2002 una coppia è stata osservata ripetutamente in un pascolo arborato con alcuni alberi monumentali, senza ulteriori segnalazioni. Nel 2009 si è verificata un'espansione di questa specie rilevata in altre località lungo i boschi di forra del Mignone e del Bicione. Attualmente si possono stimare tre coppie potenzialmente nidificanti.

Si può ipotizzare che la diffusione di Picidae e Sittidae registrata negli ultimi anni, sia stata favorita dagli interventi di gestione della Riserva finalizzati alla conservazione dei boschi ripariali (indennizzi per mancato taglio, avviamenti a fustata) e rappresenti un indicatore della sostenibilità ecologica della gestione forestale. Il monitoraggio presso i laghetti in Loc. Mercareccia ha permesso di mettere in luce la rilevanza naturalistica degli stessi e ha supportato la decisione dell'acquisizione dell'area da parte della Riserva. Tale zona, grazie anche ai previsti interventi di riqualificazione ambientale, potrà rappresentare anche per il futuro un importante luogo di sosta per Ardeidi, Anatidi e Limicoli.

Ringraziamenti. Si ringrazia in particolare il direttore della RN Monterano Dr Francesco Maria Mantero e i colleghi guardiaparco che negli anni hanno fornito segnalazioni sull'avifauna: Lucia Cavagnuolo, Riccardo Caccia, Francesco Ceccucci, Luigi

Dell'Anna, Pierluca Gaglioppa, Marco Gasponi, Claudio Marani, Donatella Mazzarani, Tito Pelliccioni, Antonio Zani.

Summary

New breeding, migrant and spreading species in Monterano Natural Reserve (Central Italy)

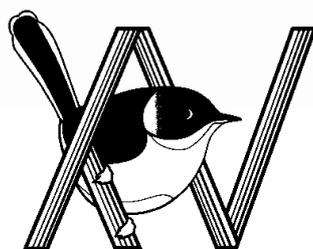
We analyze some species whose status and phenology have changed in the last years in Monterano Natural Reserve (Latium). Knowledge updating was carried out using standardized monitoring (I.P.A.) and opportunistic observation in areas of ecological importance (like volcanic rocks, wet zones, ancient trees). These species are: Black stork, Osprey, Peregrine, Stone-curley, Green sandpiper, Great spotted woodpecker, Eurasian nuthatch.

BIBLIOGRAFIA

- Allavena S., 2003. Indagine sui Falconiformi con particolare riferimento al Nibbio reale della Riserva Naturale Monterano. Rapporto interno.
- Blondel J., Ferry C., Frochot B., 1970. La méthode des Indices Ponctuels d'Abondance (I.P.A.) ou des relevés d'avifaune par «Stations d'Ecoute». *Alauda*, 38: 55-71.
- Bordignon L., Brunelli M., Visceglie M., 2007. Resoconto sulla nidificazione della Cicogna nera in Italia nel 2007. *Quaderni di Birdwatching*, vol. 18.
- Scarfò F., 2006. Studio del popolamento ornitico. In: Primi contributi alla conoscenza del territorio della Riserva Naturale Regionale Monterano. *Quaderno della Riserva n. 7*: 231-272.
- Capizzi D., Celletti S., Gaglioppa P., Papi R., 2006. Aspetti della fauna della Riserva Naturale Monterano. In: Primi contributi alla conoscenza del territorio della Riserva Naturale Regionale Monterano. *Quaderno della Riserva n. 7*: 135-164.
- Verucci P., Orlandini R., Meschini A., in stampa. Primo caso di nidificazione di Occhione (*Burhinus oedicephalus*) in Provincia di Roma. *Uccelli d'Italia*.

Workshop
TECNOLOGIA E SOFTWARE

COMUNICAZIONI



ORNITHO.CH: TRE ANNI DI ESPERIENZE

ROBERTO LARDELLI⁽¹⁾, HANS SCHMID & NIKLAUS ZBINDEN

Stazione Ornitologica Svizzera – 6204 Sempach

⁽¹⁾*(roberto.lardelli@vogelwarte.ch)*

Negli ultimi anni l'ornitologia da campo e amatoriale sta riscuotendo un grande successo, come mai in passato. La miglior dimostrazione di questo è la nascita nel continente di piattaforme ornitologiche come quella inglese Birdtrack (bto.org/birdtrack), la danese (dofbasen.dk), quella svedese (artportalen.se) e quella svizzera (ornitho.ch). Lo stesso principio vale per la piattaforma ornitologica svizzera www.ornitho.ch che permette fra l'altro di comparare la propria attività di ornitologo o birdwatcher con quella di molti altri e di comunicare con loro. Gli obiettivi e le funzioni principali di questa piattaforma internet sono molteplici. Da una parte permette innanzitutto un'archiviazione delle osservazioni in un formato standardizzato dei dati, delle fotografie e dei suoni. Questi ultimi costituiscono le banche dati regionali e nazionali rendendo così possibili, ad esempio, analisi su specie nidificanti, svernanti ed in migrazione, come pure studi su cambiamenti di areale, evoluzione delle popolazioni su aree di scala diversa. Ornitho.ch offre al contempo ai singoli utenti la possibilità di avere e gestire una propria banca dati con informazioni confrontabili con quelle di molti altri ornitologi. Un'ultima ma non meno importante funzione è quella formativa ed educativa fatta in tempo reale realizzata mediante il controllo delle informazioni inserite.

La storia di ornitho.ch. La prima pietra di ornitho.ch fu posata nel 2003 quando un gruppo di giovani ornitologi della regione di Ginevra (Svizzera) decise di scambiarsi in modo elettronico e veloce le segnalazioni più intriganti. Grazie a Gaëtan Delaloye fu sviluppato un primo sito web che conteneva già molti elementi della versione attuale del sistema. Il sito contagiò presto l'intera Svizzera occidentale sotto l'ala di Nos Oiseaux, l'Associazione per lo studio e la conservazione della Svizzera romanda. Nell'inverno 2004/05 l'invasione secolare di Beccofrusone *Bombycilla garrulus*, che ha portato in Svizzera migliaia di individui di questa specie e che ha suscitato nel pubblico un particolare interesse, fu la prima occasione di test di questo strumento (Posse & Volet, 2005). Viste le altissime potenzialità ornitho è stato introdotto all'inizio del 2007 come piattaforma svizzera e per le regioni limitrofe. Il successo fu immediato poiché moltissimi dei collaboratori della Stazione Ornitologica da ogni parte della Svizzera passarono dal tradizionale sistema di comunicazione elettronico IDEXT (Häfliger, 2006) ad ornitho.ch. A questi si sono aggiunte molte persone che fino a quel momento non avevano mai trasmesso i loro dati alla Stazione Ornitologica Svizzera. Dalla sua messa in esercizio ornitho.ch risulta uno dei 10 siti web ine-

renti all'ornitologia più visitati al mondo. Il successo di ornitho.ch ha presto contagiato i paesi vicini e sistemi e ha spinto questi ultimi ad aderire alla filosofia di ornitho.ch. Sono così nati, per esempio, in Francia www.faune-aquitaine.org, in Spagna www.ornitho.cat, in Italia www.ornitho.it; in Germania e in Austria siti analoghi sono attualmente in fase di allestimento. In Francia i siti di interesse per la migrazione hanno inoltre a disposizione www.migration.net. Nello stesso paese transalpino nel 2009 sono iniziati i lavori per il nuovo atlante della Francia metropolitana utilizzando www.atlas-ornitho.fr.

Il nuovo e terzo Atlante degli uccelli nidificanti in Svizzera, i cui lavori di terreno inizieranno nel 2013, verrà effettuato utilizzando esclusivamente questo strumento. Anche l'Atlante degli uccelli in inverno in Svizzera online è un tema attuale.

Categorie di rarità. Già dall'inizio degli anni '80 la Stazione Ornitologica Svizzera cominciò a raccogliere e catalogare in modo sistematico le segnalazioni dei collaboratori volontari che operano sul territorio (Zbinden & Schmid, 1995). Si trattava di avere sempre dei dati precisi in base alla tipologia di interesse e all'attività di ogni rilevatore ed in più per ogni osservazione faunistica la data, le coordinate chilometriche, l'altitudine, il codice atlante. Per questa ragione le specie furono già allora suddivise in categorie: A (specie rare), B (specie nidificanti rare), C (specie diffuse) e H (specie rare svernanti).

Ai collaboratori è stato chiesto di segnalare le specie secondo quattro differenti varianti: A, B + H, solo A e B, solo A e H. Nel corso del 2008 a seguito dell'introduzione di ornitho.ch i collaboratori sono stati raggruppati in due categorie: 1 (variante massima; ogni segnalazione) e 2 (segnalazioni a discrezione dell'utente). Viene effettuato un controllo periodico per verificare se questo avviene effettivamente. Per le analisi sono stati considerati solo i dati dei collaboratori delle varianti 1-3.

Segnalazioni singole e formulario giornaliero. Un passo importante nell'evoluzione di ornitho.ch è stato l'introduzione dei cosiddetti "formulari giornalieri" che sono delle schede di rilevamento completo per una certa unità temporale e associati ad una località oppure ad un quadrato 1x1 km della carta topografica. La scheda presenta un elenco di specie consone con il mese e la regione biogeografica che scaturisce dai primi due anni di attività di ornitho.ch. Le osservazioni delle specie mancanti possono essere aggiunte dal rilevatore.

È consigliato l'uso del formulario giornaliero quando si ha la certezza di rilevare la gran parte delle specie presenti nella superficie nella località esaminata. C'è la possibilità di segnalare solo le specie A, B e H mediante una scheda semplificata, durante almeno un'ora di rilievo. Si richiede una scheda giornaliera per ogni quadrato. Tutte le segnalazioni raccolte in questo modo vengono associate alle coordinate della località oppure a quelle del centroide del quadrato 1x1 km.

Qualità dei dati. La maggior parte dei dati che entrano in ornitho.ch sono inviati da

ornitologi esperti, conosciuti dalla Stazione Ornitologica Svizzera, già collaboratori del servizio di informazione. La segnalazione in forma elettronica è infatti una tradizione dalla fine degli anni '80 che si è poi evoluta nel sistema IDEXT. Molti degli utenti del vecchio sistema sono passati ad ornitho.ch al momento della sua introduzione.

Le analisi più avanzate vengono effettuate solo con dati di persone riconosciute come collaboratori iscritti ad una variante. Solo questo tipo di dato entra effettivamente nella banca dati della Stazione Ornitologica. Tutti gli altri dati restano comunque in ornitho.ch e possono venire recuperati al momento in cui chi li ha segnalati viene riconosciuto come collaboratore della Stazione.

Accanto ai collaboratori attivi si aggiungono ora appassionati non più particolarmente attivi e che tornano ora all'ornitologia attratti dallo strumento, fotografi con conoscenze che inviano regolarmente immagini effettuando errori di identificazione che devono essere controllati con particolare rigore da parte dei responsabili regionali. Questi utenti vengono rapidamente identificati da chi effettua la verifica e l'identificazione diventa così più agevole. Con la validazione il livello delle competenze di ciascun segnalatore tende però ad aumentare. Ornitho assume quindi anche una importante funzione auto-educativa soprattutto nella formazione dei giovani ornitologi. Sono però molti gli utenti che non inseriscono dati ma sono solo consumatori di informazione. Nel 2008 ci sono stati visitatori virtuali da 134 Paesi e soprattutto utenti che mirano ad approfittare senza contribuire con le loro informazioni. Soprattutto questo tipo di utenti ha provocato nelle ore di punta dei picchi notevoli di accesso mettendo ornitho.ch sotto pressione provocandone importanti rallentamenti e notevoli disagi. Per favorire lo scambio dei dati e per allontanare da ornitho.ch gli utenti solo consumatori di informazione il gruppo di conduzione ha introdotto una soglia minima di dati da immettere per poter effettuare le ricerche in archivio. Per far fronte a questa situazione Gaëtan Delaloye ha dovuto procedere ad una nuova impostazione dei server.

Diversi livelli di utilizzo. Gli utenti con funzioni particolari sono elencati in una speciale rubrica, dai membri del consiglio direttivo, ai coordinatori regionali, agli utenti con diritto di creare località, agli amministratori del sistema ed infine agli utenti con accesso anche alle osservazioni nascoste per poter permettere la loro verifica. Alcuni specialisti impegnati in progetti particolari hanno inoltre accesso ai dati riservati di una specie, ad esempio per quelle oggetto di programmi di conservazione. Le richieste di accesso possono essere autorizzate dal Consiglio direttivo e dalla Stazione Ornitologica Svizzera.

Utilizzo dei dati. All'atto dell'iscrizione l'utente riceve le "Linee guida per l'utilizzo dei dati" della Stazione Ornitologica e la "Deontologia" delle banche dati floristiche e faunistiche della Svizzera. Di regola per scopi lavorativi a professionisti, enti, associazioni vengono concessi solo dati dall'archivio ID e Varia della Stazione Or-

nitologica Svizzera, poiché sottoposti ad un ulteriore controllo di qualità al momento del loro trasferimento da ornitho.ch. I dati vengono concessi attraverso le organizzazioni partner attraverso convenzioni specifiche.

Sviluppo quantitativo. Con l'introduzione di ornitho.ch ad inizio gennaio 2007 la maggior parte dei collaboratori della Stazione Ornitologica della Svizzera tedesca e del Ticino è passato a questo sistema e la frequenza di utilizzo si è rivelata nettamente superiore alle attese. Nel primo trimestre del 2007 il 60% delle informazioni arrivate nella banca dati dell'Istituto svizzero proveniva da ornitho.ch, nel 2008 il 79%, nel 2009 oltre l'87%.

In ornitho.ch sono stati inseriti oltre 550.000 dati nel 2008 (1.500 dati/giorno). Di questi 467.000 (85%) sono stati trasferiti nella banca dati della Stazione Ornitologica messi a disposizione dagli ornitologi e dai birdwatchers per essere analizzati. A metà ottobre 2009 questa soglia annuale era già stata superata e la fine dell'anno si è conclusa con un ulteriore significativo incremento (Fig. 1).

La banca-dati del servizio d'informazione nel 2009 archiviava 2,5 milioni di dati a cui si aggiungono altri 1.8 milioni di raccolti al di fuori degli schemi delle varianti. Particolarmente efficace per la crescita del numero degli iscritti si sono rivelate le invasioni di Beccofrusone degli inverni 2004/2005 e in quello 2008/2009 (Posse & Volet, 2005). Nel solo mese di gennaio 2009 infatti l'incremento è stato di 300 unità. A metà ottobre 2009 gli utenti iscritti erano 5.200. L'incremento degli utenti ha avuto come conseguenza una maggior disponibilità di informazioni come pure una significativa maggior copertura del territorio (Fig. 2).

L'analisi di questi dati mostra che, con il corretto approccio, anche un incremento così forte può essere compatibile con l'analisi corretta dell'evoluzione degli effettivi di una specie (Kéry et al., 2010).

Gruppo di conduzione, coordinatori regionali e Comitato di omologazione svizzero (COS). Diversi organismi sono attivi costantemente per lo sviluppo ed il corretto funzionamento di ornitho.ch. In prima fila naturalmente Gaëtan Delaloye, ideatore di ornitho.ch, con Biolovision S.à.r.l. Viene sostenuto da un gruppo di conduzione svizzero composto da ornitologi che sono costantemente confrontati con problematiche faunistiche.

Il gruppo di conduzione si riunisce di norma due volte l'anno e si occupa di scelte strategiche come lo sviluppo successivo dello strumento e la collaborazione fra le associazioni con le altre organizzazioni, su aspetti funzionali del sistema. I coordinatori regionali sono ornitologi di grande esperienza con conoscenza del territorio e questi sono scelti con criteri territoriali per facilitare l'organizzazione della raccolta dati e la loro verifica. I dati che non sono ritenuti plausibili o verificati vengono identificati con un punto interrogativo in modo da renderli visibili a tutti gli utenti ed al tempo stesso isolati dall'archivio. Il rilevatore autore della segnalazione viene contattato dal responsabile regionale per la verifica del dato e per avere ulteriori informazioni.

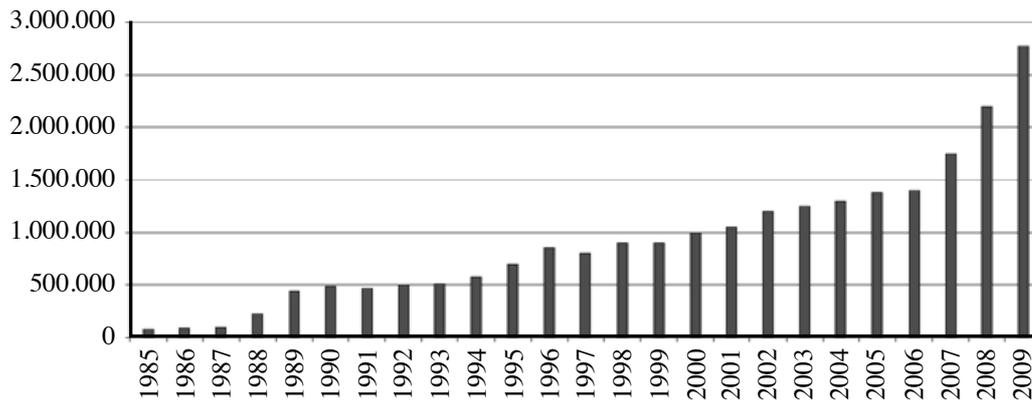


Fig. 1. Evoluzione dei dati faunistici nell'archivio della Stazione Ornitologica Svizzera.

Se il caso sembra sospetto anche gli altri coordinatori regionali vengono coinvolti nella discussione attraverso una finestra di dialogo interna ad ornitho.ch. Se i dubbi vengono chiariti il dato viene nuovamente integrato nell'archivio. La corrispondenza sul caso viene mantenuta in modo da poter essere riutilizzata successivamente se necessario. Per le rarità generali o stagionali è il comitato di omologazione a pronunciarsi periodicamente dopo aver esaminato la documentazione.

Località. Un aspetto fondamentale per la raccolta dei dati è il sistema di riferimento cartografico. La Stazione Ornitologica Svizzera da decenni utilizza il reticolo topografico nazionale di 1 km di lato; ornitho.ch consente dal suo avvio la raccolta di dati precisi associati ad un punto. Questo permette ora di identificare la posizione precisa di una osservazione, di associarla ad una località riconosciuta come pure di legare tutte le osservazione di una cella chilometrica al suo centroide. Questa procedura permette di migliorare la precisione dell'informazione e di offrire una maggiore scelta nella raccolta del dato. Si sta procedendo con la creazione di località, punti del territorio frequentati abitualmente dagli ornitologi, oppure interessanti per la conservazione o per il birdwatching. Dal 2008 sono disponibili come base cartografica le carte alle scale 1:25.000, 1:50.000 e 1:100.000.

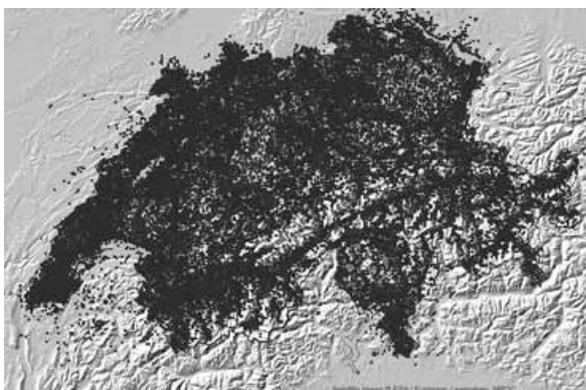


Fig. 2. Distribuzione geografica delle segnalazioni nel periodo 2007-2009.

Altitudine. Ornitho.ch propone all'osservatore un'altitudine sul livello del mare basata sul valore medio più attendibile del modello di suolo per il corrispondente quadrato chilometrico. L'altitudine può comunque essere modificata dall'osservatore che dispone di carto-

grafia precisa o GPS per le osservazioni puntiformi precise. Questo è molto importante ad esempio nei quadrati di montagna dove vi è molto dislivello tra punti diversi del quadrato.

Carte, grafici, liste e statistiche. Ornitho.ch fornisce direttamente agli utenti di interrogare l'archivio e di estrarre prime analisi sotto forma di statistiche, istogrammi, liste e grafici. È possibile formattare il risultato dell'interrogazione secondo altitudine, data, regione e cartografare le osservazioni utilizzando Google Earth. I propri dati possono essere interamente esportati in differenti formati testo e tabella.

Prospettive. Il mondo di internet è in rapida evoluzione ed è difficile effettuare delle previsioni sul futuro dell'utilizzo di piattaforme come ornitho.ch nell'archiviazione di dati faunistici. Alla luce di quanto constatato fino ad ora ci si può aspettare effetti positivi sulla crescita dell'ambito ornitologico che si potrebbe manifestare attraverso:

- una sempre maggior fiducia verso le associazioni promotrici di ornitho.ch;
- continui miglioramenti della piattaforma per renderla ancora più pratica e attrattiva;
- lo sviluppo di collaborazioni personali e fra gruppi regionali;
- la pubblicazione delle analisi dei dati faunistici, programmi di monitoraggio: con l'estensione di ornitho ai paesi confinanti con la Svizzera, Francia, Italia, Austria, Germania, sarà presto possibile realizzare un Atlante dell'Arco alpino.

Summary

Ornitho.ch: three years of activity

Ornitho.ch is an ornithological internet platform. This website has started in Geneva in 2003 and has been introduced in all Switzerland in January 2007 by the Swiss Ornithological Institute of Sempach and the scientific ornithological societies Ala, Ficedula, Nos Oiseaux. Almost all the ornithological data in Switzerland are now collected by this way; in the last years the number of records increased in a spectacularly way. The steering committee decide the strategic direction of the platform i.e. for specific projects. The data are daily checked by local coordinators, an expert group of ornithologists. With this instrument a new frontier of ornithology has born!

BIBLIOGRAFIA

- Häfliger G., 2006. Programme de saisie IDEXT. Vogelwarte. Sempach.
- Kéry M., Royle H., Schmid H., Schaub M., Volet B., Häfliger G. & Zbinden N., 2010. Correcting population trend estimates from opportunistic observations for observation effort using site-occupancy species distribution modeling. *Conservation Biology*, Volume 24, Issue 5: 1388-1397.
- Posse B. & Volet B., 2005. L'invasion 2004-2005 des Jaseurs boréaux *Bombycilla garrulus* en Suisse. *Nos Oiseaux*, N 482 - Volume 52/4.
- Zbinden N. & Schmid H., 1995. Das Programm der Schweizerische Vogelwarte zur Überwachung der Avifauna gestern und heute. *Orn. Beob.*, 92: 38-58.

IL SISTEMA INFORMATIVO EPE (EURING PROTOCOL ENGINE) UTILIZZA LA CONDIVISIONE DIACRONICA PER LA TRASMutAZIONE DEI CODICI, LA CLASSIFICAZIONE TASSONOMICA DEGLI ORGANISMI E LA COLLOCAZIONE GEOGRAFICA DELLE OSSERVAZIONI DI ANIMALI

DAVIDE LICHERI⁽¹⁾, GIANNI BENCIOLINI⁽²⁾ & FERNANDO SPINA⁽¹⁾

⁽¹⁾ISPRA – Via Ca' Fornacetta, 9 – 40064 Ozzano Emilia (BO) (davide.licheri@isprambiente.it)

⁽²⁾Università di Verona, Direzione Informatica, Via dell'Artigliere 19 - 37129 Verona

Il centro nazionale di inanellamento ISPRA si avvale del sistema informativo ambientale EPE (EURING Protocol Engine, www.infs-epe.it) nella conduzione delle proprie attività di gestione dei dati raccolti dagli inanellatori e delle informazioni derivanti dagli episodi di ritrovamento di uccelli inanellati. L'idea alla base di EPE parte dalla necessità di assicurare l'interoperabilità continua dei flussi informativi che costituiscono il patrimonio di conoscenza relativo alle attività di monitoraggio faunistico svolte dall'ISPRA. EPE attualmente si avvale di un'integrazione di CMS e DBMS (Content e DataBase Management System) creati *ad hoc*, con impianti front-end e back-end dedicati e basati su tecnologie web. L'implementazione di un ambiente hardware/software affidabile e sicuro grazie a politiche di backup distribuito, garantisce la disponibilità a lungo termine dei dati e il rispetto delle regole di condivisione, circolarità e fruizione delle informazioni derivanti dalle attività di monitoraggio faunistico compiute da parte della comunità scientifica (Fig. 1). Poiché già a livello progettuale EPE si dimostrava, per sua natura, complesso e articolato, sin dalle prime fasi si è operato attraverso la realizzazione di settori del sistema funzionalmente autosufficienti, risolvendoli secondo una sequenza di priorità riconosciute e pianificate dal personale CNI ISPRA. Il primo livello realizzato corrisponde alla gestione degli utenti suddivisi secondo una profilazione amministrabile dei ruoli e alla pubblicazione dei codici necessari all'inserimento dei dati in NISORIA2000 (software distribuito agli inanellatori su piattaforma DOS) di tutte le località italiane presenti sulla cartografia IGM 1:25.000 per l'intero territorio nazionale. Il secondo livello, individuato nella gestione degli archivi relativi ai dati scientifici, cioè inanellamenti e ricatture, ha coinvolto sia gli aspetti di aggiornamento dei dati semestrali prodotti dagli inanellatori, sia l'intero processo di inserimento, validazione e pubblicazione dei dati di ritrovamento di anelli metallici e contrassegni colorati, in Italia e all'estero. Sul nucleo di queste funzionalità già implementate deve essere installata l'applicazione distribuita agli inanellatori per la gestione in locale dei propri dati di inanellamento e la sincronizzazione automatizzata da e verso EPE (EPersonal data). Inoltre l'interesse dimostrato da diversi colleghi stranieri afferenti all'EURING ha suggerito la necessità di implementare nel futuro alcune funzionalità finalizzate al

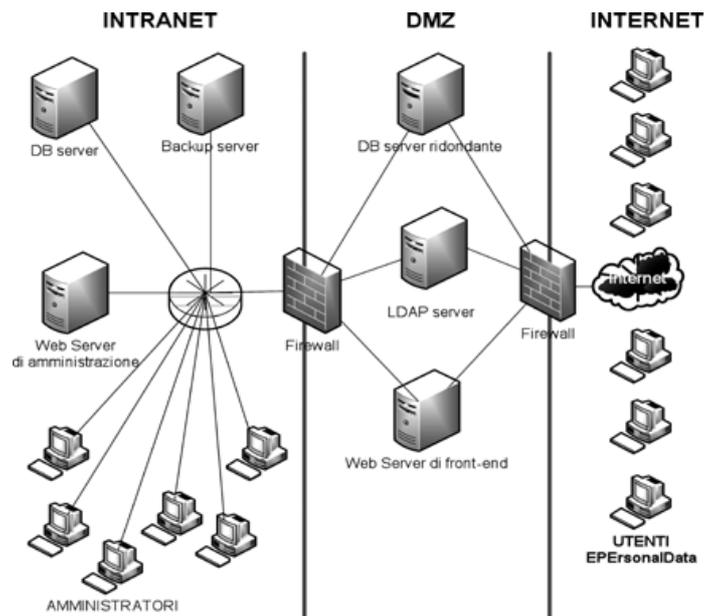


Fig. 1. Architettura di EPE.

perfezionamento di una applicazione Web internazionalizzata (EPEschemes) pensata per consentire l'amministrazione autonoma dell'attività routinaria anche da parte di Centri di inanellamento esteri, in un regime di hosting. Da ultimo, il progetto EPE2.0 intende potenziare l'inferenza conseguibile dall'analisi dei dati raccolti attraverso lo sviluppo di una piattaforma multifunzione per l'esercizio di una comunità virtuale collaborativa di utenti interessati alle informazioni derivanti dalla attività di inanellamento, esprimendola attraverso azioni di partecipazione/creazione di analisi e discussioni, sia nella forma individuale che collettiva, in un ambiente Web 2.0 di *peer-to-peer* amministrato (EPEople).

Di non secondaria importanza è il rapporto verso l'esterno che EPE prevede di implementare coinvolgendo un numero elevato di categorie di utenti, ognuna delle quali caratterizzata da esigenze differenti. Dei tre sottoprogetti:

- 1) EPErsonalData si occupa delle categorie di volontari che svolgono funzioni di raccolta dei dati su campo e della gestione amministrativa della loro attività sul territorio nazionale;
- 2) EPEschemes si occupa dei rapporti sovra-nazionali per quanto riguarda l'afferenza all'EURING, la trasmissione di dati verso la Banca dati EURING e la gestione dello scambio dei dati tra i centri di inanellamento esteri e quello italiano;
- 3) EPEpoll si occupa del coinvolgimento della sfera di utenti occasionali, con diversi interessi e ritmi di interrelazione. È la componente più legata alla comunicazione divulgativa verso il pubblico (Fig. 2).

I punti fondamentali previsti per la soddisfazione dei requisiti di innovazione e ottimizzazione del processo lavorativo svolto al CNi sono raggiungibili dal progetto EPE attraverso:

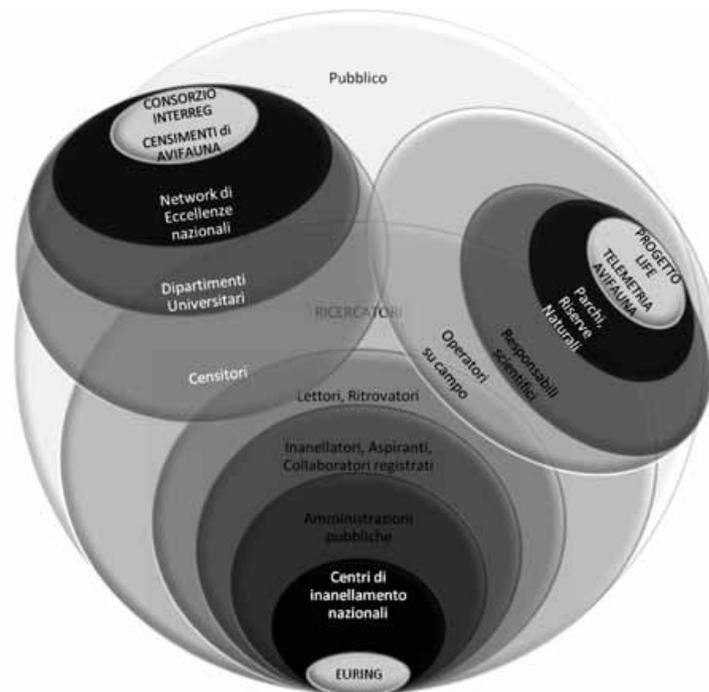


Fig. 2. Profili degli utenti coinvolti in EPE.

- la completa integrazione dei metadati tramite l'adozione degli standard internazionali per l'integrazione dei dati in formato Ecological Metadata Language (<http://knb.ecoinformatics.org/software/eml/>);
- la responsabilità di conservazione in modo tale da assicurare la continuità dei servizi istituzionali anche in presenza di eventi indesiderati che possono causare il fermo prolungato dei sistemi informatici;
- il controllo della qualità con validazione formale e dei contenuti sia durante l'immissione dei dati effettuata dagli utenti che nelle operazioni di accodamento centralizzato;
- l'orientamento alla comunità tramite l'adozione del paradigma Web 2.0 in un ambito del sito dedicato all'interazione sociale tra utenti e allo snellimento della relazione INFS ISPRA-Regioni-Pubblico;
- l'automazione della condivisione allo scopo di ottenere il massimo dei vantaggi legati al riuso dei dati pubblici;
- il riutilizzo delle risorse ottenuto tramite l'applicazione di un workflow orientato agli oggetti per la realizzazione innovativa e non ridondante dei blocchi di analisi, progettazione, fattibilità, sviluppo e testing delle funzionalità necessarie.

Modello logico dei dati in EPE

L'affermazione che non esiste futuro senza memoria giustifica da sé ogni sforzo indirizzato a migliorare la qualità delle informazioni archiviate, soprattutto se relative alle condizioni dell'ambiente in cui viviamo. Accanto all'opportunità di arricchire

la formalizzazione semantica dei dati, è comparsa l'esigenza di garantire la condivisione a lungo termine della conoscenza scientifica che da essi origina. Questa condivisione diacronica è sfavorita dalla naturale dinamica dei modelli adottati nel tempo i quali, evolvendo incessantemente assieme ai dati, riducono drasticamente la loro *compatibilità verso il basso* o, spesso, la interrompono del tutto. Nelle osservazioni di monitoraggio faunistico questa evoluzione singhiozzante delle definizioni interessa la classificazione tassonomica, la dimensione spazio-temporale e la codifica terminologica.

I moderni Sistemi Informativi Ambientali deputati alla conservazione a lungo termine dei dati raccolti e alla condivisione della conoscenza scientifica in essi contenuta, si confrontano di sovente con nomenclature e codifiche che introducono varianti, nuovi accorpamenti e suddivisioni, senza alcuna soluzione di continuità. L'aggiornamento semiotico dei codici utilizzati per catalogare le informazioni del dominio di interesse possono consistere di trasmutazioni profonde e cicliche oppure di piccoli adattamenti continui della versione da utilizzare. Anche nella filogenesi i nomi dei *taxa* possono cambiare quando l'ipotesi originale dello stesso *taxon* viene smentita, altrimenti le descrizioni sono in grado di evolvere in un riferimento a un *taxon* differente. Inoltre i sistemi che gestiscono la componente geografica delle osservazioni generalmente falliscono nel soddisfare la dinamica delle loro qualificazioni spaziali lungo l'asse temporale sia per la cartografia topografica che per quella tematica. Per la gestione cronologica di tutte queste riorganizzazioni, EPE si avvale di puntatori auto-referenziali che editano l'istanza del nome attuale legandolo, nelle interrogazioni, a quelli utilizzati precedentemente. Il beneficio finale di questo modello si manifesta soprattutto sulle "osservazioni permanenti" che compongono le collezioni di reperti zoologici museali, concedendo agli utenti l'abilità di estrarre tutte le informazioni consistenti con i termini che stanno utilizzando nella selezione, senza preoccuparsi del loro stato di attualità. Lo scopo può essere legato al raggiungimento di tre obiettivi:

- Sviluppare un modello Entità/relazioni capace di accogliere la scomposizione in primitive delle definizioni complesse di tempo, spazio, *taxon* e codifica.
- Associare a ogni istanza la registrazione delle condizioni di trattamento elettronico del dato e del grado di verità derivante dall'accuratezza della sua determinazione e/o comunicazione.
- Collegare ogni evento di contatto temporaneo, indagine scientifica o stoccaggio in collezioni permanenti che sono avvenute durante la vita di uno specifico organismo vivente.

I puntatori auto-referenziali necessari sono tre: [metaID] per la definizione dell'identificativo univoco (PK della tabella MetaEvento), [metaNextValID] che riporta il [metaID] di una tupla precedente a cui l'oggetto semplice viene collegato, [metaHigherID] che riporta il [metaID] della tupla in cui viene definito l'oggetto gruppo che contiene anche quell'oggetto semplice.

Per chiarire il funzionamento del modello di catalogazione dei dati è conveniente ricorrere a un caso di studio, per il quale ogni riferimento a persone o fatti realmente

accaduti è da ritenere quasi puramente casuale. Il 17 luglio 2009 Mario recupera da un suo amico il corpo di una femmina inanellata di cinciarella ritrovata morta anni prima all'interno di una cassetta-nido nel bosco di Ponticelli (RA). L'amico, perso il cartellino con la data, ritiene di averla ritrovata probabilmente in una delle primavere precedenti, "...credo a maggio, quando facciamo il controllo di tutte le cassette, ma sicuramente prima del 10 giugno...", data di conclusione annuale del progetto. Mario provvede a consegnare il cadavere ad Adriano che potrà prepararlo e aggiungerlo alla collezione di reperti in pelle del Museo. Adriano, prima dell'imbalsamazione, infila qualche piuma in una provetta da consegnare a Nadia che ne predisporrà l'analisi del DNA. Rimane ora solo la necessità di trasmettere i dati a EPE via mail (recoveries@infs-epe.it) così da ottenere le informazioni relative all'inanellamento. Per quanto riguarda la dimensione TEMPO, la data di ritrovamento della cinciarella è particolarmente complessa e richiede un processo di scomposizione delle informazioni disponibili così da determinarne il grado di accuratezza una ad una e successivamente calcolare il grado di verità finale attraverso l'intersezione dei valori. Viene perciò inserito l'arco temporale riferibile alla stagione primaverile (dal 21 marzo al 21 giugno di ogni anno), l'arco temporale riferibile al mese di maggio (dall'1 al 31 maggio di ogni anno) e l'arco temporale "*prima del 10 di giugno*" (dal 21 marzo al 10 giugno di ogni anno). Questi tre archi hanno un grado di verità che esprime un comportamento temporale ciclico annuale. La data di inanellamento è stata inserita il 10/7/2002 da Stefano che aveva inanellato la cinciarella il 2 febbraio 2002. Attraverso la ricomposizione degli archi temporali in un grafo si ottiene il tempo più ampio in cui può essere avvenuto il ritrovamento (cioè dal 2/2/2002 al 21/6/2009). Il suo grado di verità corrisponde al minimo dei gradi di verità degli archi. L'indicazione del grafo permette di ricostruire un grado di verità più elevato per gli archi di tempo che si ripetono ogni anno durante la primavera.

Nella dimensione SPAZIO, la località di ricattura è indicata da un record che ne contiene la definizione geografica composta da latitudine, longitudine e quota. Essa è definita nella tabella MetaEvento con un grado di verità 0,8 perché non si conosce con certezza l'ubicazione della cassetta-nido. Questa località di ricattura è all'interno di una cella quadrata che viene identificata attraverso quattro oggetti semplici, un punto per ogni vertice, e quattro oggetti gruppo che tracciano le linee tra essi. Per ognuno di essi, l'indicazione del metaHigherID permette di raggruppare e ricostruire il poligono bidimensionale della cella che può essere ulteriormente arricchito dalla porzione di cielo che lo sovrasta per i metri indicati dalla tupla dell'oggetto gruppo di primitiva ipercubo. La località di inanellamento è espressa da un punto geografico con grado di verità 1 dall'oggetto semplice punto inserito a suo tempo dall'inanellatore. La ricattura della Cinciarella che costituisce il nostro caso di studio riserva una serie di difficoltà anche per quanto riguarda l'informazione relativa alla classificazione della specie. Infatti al momento dell'inserimento del dato di inanellamento, nel 2002, la cinciarella veniva definita come *Parus caeruleus*, mentre successivamente è stata ufficializzata una evoluzione in un riferimento a un *taxon* differente, vale a dire

metaID	meta NextValID	meta HigherID	entita ID	sviluppo ID	transizione ID	definizione	utente ID	operazione ID	timestamp
34	34	34	record01	istanza	apparizione	scientifica	Stefano	inserimento	10/7/2002
35	35	35	evento	istanza	apparizione	scientifica	Stefano	inserimento	10/7/2002
36	36	36	record01	istanza	apparizione	scientifica	Mario	inserimento	14/9/2009
37	35	37	evento	istanza	apparizione	scientifica	Mario	inserimento	14/9/2009
38	38	38	museo01	istanza	apparizione	scientifica	Adriano	inserimento	20/9/2009
39	35	39	evento	istanza	apparizione	scientifica	Adriano	inserimento	20/9/2009
40	40	40	genetica01	istanza	apparizione	scientifica	Nadia	inserimento	21/9/2009
41	35	41	evento	istanza	apparizione	scientifica	Nadia	inserimento	21/9/2009

Tab. 1. Esempio di archivio gestito con EPE.

Cyanistes caeruleus. Questo cambiamento di Genere può condurre alla compilazione di una scheda di ricattura in cui la specie di inanellamento non corrisponde formalmente alla specie di ricattura oppure alla correzione del nome, cancellando ogni traccia relativa alla vecchia definizione. In entrambi i casi siamo di fronte a inaccurately che vanno evitate. Diventa quindi necessario definire una nuova istanza nella tabella taxon che faccia riferimento a una nuova specie (*Cyanistes caeruleus*) e definire una sostituzione del termine *Parus caeruleus* con il nuovo “sinonimo” .

Una ulteriore difficoltà è riscontrabile nella CODIFICA dei termini utilizzati per descrivere la pertinenza territoriale della località dove è avvenuto il ritrovamento della cinciarella. Infatti le coordinate di ricattura cadono all’interno di una cella che è stata spostata dalla provincia di Ravenna alla più recente provincia di Rimini. La registrazione diacronica di questa sostituzione di codifica territoriale prevede l’inserimento di una nuova istanza nella tabella geometria e la sostituzione del vecchio termine attraverso l’inserimento di un nuovo record nella tabella metaEvento, la quale fa riferimento alla vecchia codifica e ne indica il “sinonimo”. Con questo meccanismo si riesce a memorizzare l’evoluzione di ogni tipo di codifica adottata anche utilizzando più codici (ad esempio: EURING2000, IWC, etc.). Il risultato finale di questo trattamento del dato corrisponde alla serie di record riportati in Tab. 1.

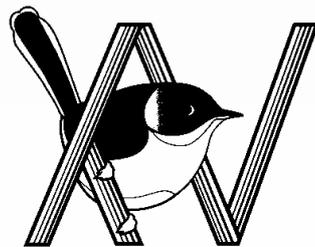
Si notano innanzitutto le istanze riferibili all’episodio di inanellamento (metaID34 e metaID35) e all’episodio di ricattura (metaID36 e metaID37). Inoltre vengono accodate le istanze che fanno riferimento all’inserimento dell’individuo nella collezione di reperti in pelle del Museo (metaID38 e metaID39) e al campione di piume analizzato dal laboratorio di Genetica (metaID40 e metaID41). La storia completa dell’individuo è costituita da tutte le istanze che presentano il metaNextValID35.

Summary

EPE web information system (Euring Protocol Engine) employ diachronic sharing in codes transmutation, taxonomy and geographic arrangement of animal observations

Workshop
TECNOLOGIA E SOFTWARE

POSTER



PROGETTO GALATEO: UNO STRUMENTO WEB AL SERVIZIO DELLA DIVULGAZIONE E DELLA RICERCA ORNITOLOGICA NELLE AREE PROTETTE LOMBARDE

PAOLO BONAZZI, ELISABETTA DE CARLI & LORENZO FORNASARI

Associazione Faunaviva – Viale Sarca, 78 – 20125 Milano (info@faunaviva.it)

Il Progetto Galateo nasce con l'obiettivo di fornire uno strumento unico per raccogliere e rendere fruibili le informazioni qualitative e quantitative in merito alla presenza e alla distribuzione dell'avifauna all'interno delle Aree Protette della Lombardia. A tale scopo è stato sviluppato una Banca Dati *on-line*, accessibile da internet, per l'archiviazione e la consultazione dei dati relativi a tutte le osservazioni ornitologiche effettuate all'interno dei Parchi Regionali, dei Parchi Locali di Interesse Sovracomunale, del Parco Nazionale dello Stelvio e della Riserva del Pian di Spagna e Lago di Mezzola. Il sito web www.galateo-lombardia.it è il cardine attorno a cui ruota tutto il Progetto. Da esso è possibile consultare le informazioni pubbliche ed avere accesso alla gestione della Banca Dati.

Il Progetto, svoltosi tra il 2005 ed il 2009, oltre allo sviluppo della Banca Dati *on-line* e del sito web, ha previsto l'esecuzione di censimenti dei nidificanti in tutte le Aree Protette e la pubblicazione del "Galateo dell'escursionista" e del "Prontuario del miglior tecnico". Il Progetto è stato realizzato dall'Associazione FaunaViva, con il contributo tecnico e finanziario di Fondazione Cariplo, Regione Lombardia - DG Qualità dell'Ambiente, Parco dell'Adda Sud, Parco dell'Oglio Sud, Parco Lombardo della Valle del Ticino, Riserva Naturale del Pian di Spagna e Lago di Mezzola, Consulenze Ambientali Spa e Bioprogramm Scrl.

Nella Banca Dati realizzata è possibile inserire qualsiasi tipo di osservazione ornitologica relativa alle Aree Protette interessate, indicandone la localizzazione sulla base della griglia chilometrica UTM. All'aggiornamento della Banca Dati corrisponde un aggiornamento in tempo reale delle mappe di distribuzione delle specie, consultabili sul sito web. Chi volesse utilizzare i dati disponibili relativamente a ciascuna Area, potrà farne richiesta all'Ente Gestore per avere accesso al download.

I dati delle osservazioni presenti nella Banca Dati del Progetto sono integrati con informazioni disponibili su base bibliografica al fine di definire la fenologia delle specie presenti in ogni Area Protetta.

La campagna di rilevamento dei nidificanti svolta ha previsto l'utilizzo di una metodologia standardizzata con punti d'ascolto di 10 minuti. Per ogni Area Protetta sono stati effettuati un numero di punti d'ascolto variabile in funzione delle dimensioni. Sono stati coinvolti circa 30 rilevatori che hanno eseguito complessivamente oltre 2.300 punti d'ascolto. Le osservazioni registrate sono state oltre 25.000. Le specie rilevate sono state complessivamente 169 (Tab. 1), appartenenti a 17 ordini (Fig. 1).

Specie	Cp	Freq	Specie	Cp	Freq	Specie	Cp	Freq
Tuffetto	18	16	Tortora dal collare	1.017	634	Occhiocotto	20	11
Svasso maggiore	110	41	Tortora selvatica	453	379	Bigia padovana	1	1
Cormorano	88	37	Cuculo	827	677	Bigiarella	10	9
Tarabuso	2	1	Assiolo	1	1	Sterpazzola	25	24
Tarabusino	7	9	Civetta	11	17	Beccafico	7	6
Nitticora	140	128	Allocco	4	3	Capinera	3.084	1631
Sgarza ciuffetto	9	14	Gufo comune	1	1	Lui bianco	74	46
Airone guardabuoi	118	63	Succiacapre	1	1	Lui verde	4	4
Garzetta	369	252	Rondone comune	2.168	669	Lui piccolo	240	177
Airone bianco maggiore	10	16	Rondone pallido	3	1	Lui grosso	1	1
Airone cenerino	483	487	Rondone maggiore	25	12	Regolo	83	70
Airone rosso	62	75	Martin pescatore	57	89	Fiorrancino	30	24
Cicogna bianca	3	6	Gruccione	176	99	Pigliamosche	180	207
Cigno reale	107	35	Upupa	18	19	Codibugnolo	385	201
Canapiglia	3	1	Torcicollo	56	51	Cincia bigia	60	54
Alzavola	1	1	Picchio verde	129	192	Cincia alpestre	25	24
Germano reale	570	264	Picchio nero	2	3	Cincia dal ciuffo	42	34
Moriglione	1	1	Picchio rosso maggiore	260	390	Cincia mora	411	215
Falco pecchiaiolo	20	27	Picchio rosso minore	3	4	Cinciarella	249	239
Nibbio bruno	40	58	Cappellaccia	54	43	Cinciallegra	1.391	1015
Gipeto	2	3	Tottavilla	4	3	Picchio muratore	64	60
Biancone	1	2	Allodola	396	291	Rampichino alpestre	6	6
Falco di palude	9	15	Topino	14	5	Rampichino comune	65	66
Albanella minore	3	5	Rondine montana	49	41	Pendolino	3	3
Astore	1	2	Rondine	2.697	1155	Rigogolo	381	304
Sparviere	19	36	Balestruccio	1.040	457	Averla piccola	51	67
Poiana	53	83	Prispolone	64	39	Ghiandaia	114	160
Aquila reale	5	9	Spioncello	34	23	Gazza	227	267
Falco pescatore	1	1	Cutrettola	422	362	Nocciolaia	23	29
Gheppio	120	195	Ballerina gialla	43	62	Gracchio alpino	43	15
Falco cuculo	1	1	Ballerina bianca	135	171	Taccola	13	12
Lodolaio	37	58	Merlo acquaiolo	2	3	Cornacchia nera	13	14
Falco pellegrino	8	11	Scricciolo	330	241	Cornacchia grigia	3.034	1561
Fagiano di monte	1	1	Passera scopaiola	55	39	Corvo imperiale	35	42
Colino della Virginia	23	11	Sordone	1	1	Storno	3.877	1216
Coturnice	1	1	Pettirosso	354	250	Passera d'Italia	2.668	1049
Pernice rossa	3	1	Usignolo	1.898	1015	Passera mattugia	840	562
Starna	1	1	Codirosso spazzacamino	88	83	Fringuello	2.407	1196
Quaglia comune	151	128	Codirosso comune	125	121	Verzellino	415	329
Fagiano comune	334	303	Stiaccino	7	7	Venturone alpino	10	8
Porciglione	1	1	Saltimpalo	65	75	Verdone	291	253
Gallinella d'acqua	219	245	Culbianco	15	16	Cardellino	399	354
Folaga	193	54	Codirossone	2	2	Lucherino	45	2
Cavaliere d'Italia	33	9	Passero solitario	1	1	Fanello	24	17
Corriere piccolo	27	30	Merlo dal collare	6	4	Organetto	30	29
Pavoncella	64	26	Merlo	2.046	1393	Crociere	8	9
Pantana	1	2	Cesena	1	1	Ciuffolotto	22	22
Piro piro culbianco	5	7	Tordo bottaccio	90	75	Frosone	1	2
Piro piro piccolo	1	2	Tordela	17	16	Zigolo giallo	22	19
Gabbiano comune	42	5	Usignolo di fiume	219	168	Zigolo nero	15	12
Gabbiano reale	103	81	Beccamoschino	10	9	Zigolo muciatto	11	9
Sterna comune	14	9	Salciaiola	1	1	Ortolano	1	1
Fratichello	2	2	Cannaiola verdognola	87	62	Migliarino di palude	11	7
Mignattino piombato	1	1	Cannaiola comune	57	35	Strillozzo	5	4
Piccione selvatico	11	5	Cannareccione	87	41	Becco a cono golacen.	1	1
Piccione torraio	2.876	486	Canapino comune	120	104			
Colombaccio	393	384	Sterpazzolina	2	2			

Tab. 1. Risultati dei rilevamenti. Cp = coppie; Freq = n. di puti in cui è stata rilevata la specie.

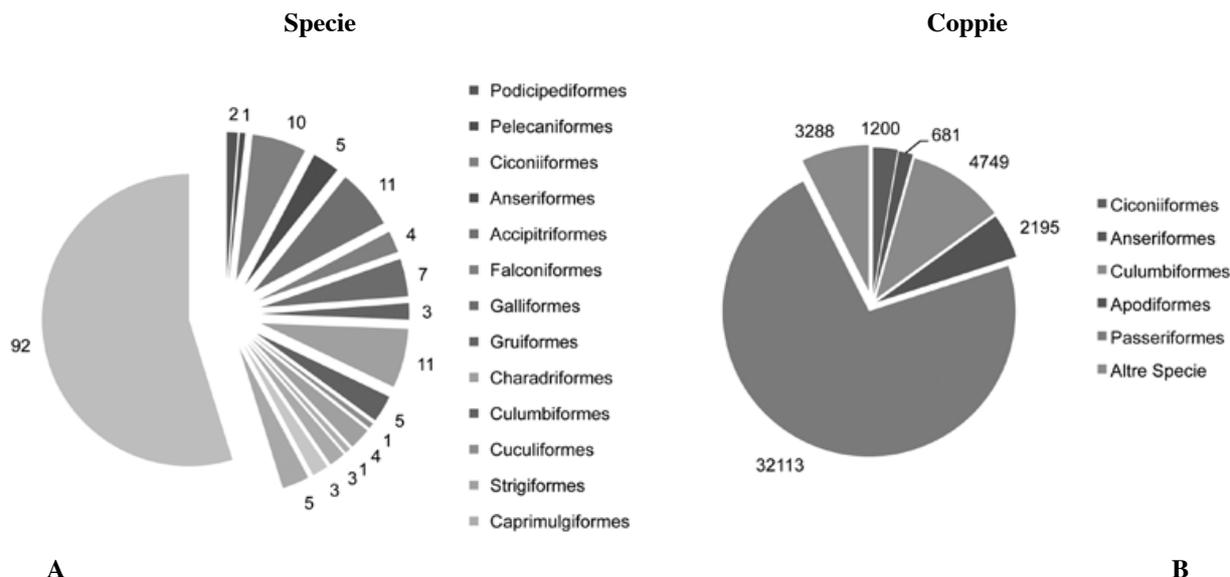


Fig. 1. Risultati complessivi dei rilevamenti. A: Ripartizione del numero di specie per ordine; B: ripartizione del numero di coppie per ordine.

L'ordine maggiormente rappresentato nel campione di rilevamento è stato quello dei Passeriformi (92 specie, oltre 32.000 coppie nidificanti). Le specie maggiormente rilevate sono state quelle sinantropiche e quelle comuni di bosco. L'elevato numero di specie complessivamente contattate disegna comunque un quadro di elevata biodiversità nelle Aree Protette Regionali, che rispecchia l'ampio spettro di tipologie ambientali presente nella Regione.

La campagna di rilevamenti effettuata si prefiggeva l'obiettivo di fornire solo una base di dati. La Banca Dati implementata è infatti uno strumento aperto a continui aggiornamenti, destinato a evolvere di continuo e a costituire non solo una importante fonte di informazioni sull'avifauna regionale, ma anche un'occasione di sviluppo di un network tra le Aree Protette.

Summary

Galateo Project: a web utility for ornithological communication and research in Lombardy Protected Areas

The Galateo Project started with the aim of giving an integrated web-based platform for archiving and sharing all the ornithological data collected in the Protected Areas of Lombardy. An internet accessible database was developed to store the observation data. During the Project development a breeding bird census was conducted in all the involved Areas. About 30 ornithologists performed over than 2,300 point counts and collected over than 25,000 observation records, regarding 169 different species. The census results have found a high level of regional biodiversity. This is only a starting point of the Project whose task is to have a continuous data update and to create a Protected Areas web-based network.

L'ESPERIENZA DEL PROGETTO ANSER PER IL MONITORAGGIO INTEGRATO DEGLI UCCELLI ACQUATICI IN ZONE UMIDE COSTIERE: DALL'INTEGRAZIONE ALLA RAPPRESENTAZIONE DINAMICA DEI RISULTATI

GABRIELE FACCHIN⁽¹⁾, FABRIZIO FLORIT⁽¹⁾, TATSIANA HUBINA⁽²⁾,
GIUSEPPE FRANGIAMONE⁽³⁾, CLAUDIO FIESOLI⁽³⁾, PAOLO BONAZZI⁽⁴⁾,
LINO CASINI⁽⁵⁾, STEFANO GELLINI⁽⁵⁾ & LORENZO SERRA⁽⁶⁾

⁽¹⁾ Regione Autonoma Friuli Venezia Giulia, Ufficio Studi Faunistici – Via Sabbadini, 31
33100 Udine (gabriele.facchin@regione.fvg.it)

⁽²⁾ Università degli Studi di Trieste, Dipartimento di Scienze della Vita – Via Weiss – 34127 Trieste

⁽³⁾ Nier Ingegneria – Via Altabella, 3 – 40126 Bologna

⁽⁴⁾ Associazione Faunaviva – Viale Sarca, 78 – 20125 Milano

⁽⁵⁾ ST.E.R.N.A., c/o Museo Ornitologico – Via Pedriali, 12 – 47100 Forlì

⁽⁶⁾ Istituto Superiore Protezione e Ricerca Ambientale – Via Cà Fornacetta, 9
40064 Ozzano nell'Emilia (BO)

Un programma di monitoraggio a sforzo costante degli uccelli acquatici è stato realizzato tra giugno 2006 e maggio 2008 in alcuni complessi di zone umide costiere italiane (Friuli Venezia Giulia e Emilia-Romagna), in Croazia e in Albania nell'ambito del progetto Interreg ANSER, il cui *Lead Partner* è stato la Regione Autonoma Friuli Venezia Giulia.

Nel presente lavoro sono illustrati i processi di gestione, validazione, consolidamento *batch*, integrazione e mappatura dinamica dei dati raccolti da rilevatori, organizzati in gruppi locali, attraverso conteggi bimensili da terra in condizioni di alta marea (*Daylight Time Counts* e *Roost Counts*, DTC+RC) integrati, in Friuli Venezia Giulia, da conteggi mediante aereo (*Aerial Surveys*, AS) e da punti fissi in condizioni di bassa marea (*Point Transect Counts*, PTC). I conteggi AS sono stati di norma realizzati il giorno precedente o successivo al primo conteggio mensile DTC+RC.

Le Unità di Rilevamento (UR) sono state fatte corrispondere alle superfici delle singole zone umide e, in Friuli Venezia Giulia, anche agli elementi di 1x1 km di una griglia UTM ED50.

Le schede di campagna sono state standardizzate in tutta l'area di studio del progetto sulla base di un unico modello.

In una prima fase, è stato creato un *database* Access, con struttura unica ed interfaccia personalizzata per facilitare l'utilizzo da parte di ciascun gruppo di lavoro locale, che aveva il compito di compilare il proprio pacchetto di *database*, validarne il contenuto e inviarlo trimestralmente al *Lead Partner*.

I pacchetti di *database* sono stati uniti in un unico *master database*, i cui dati, relativi a tutte le aree di studio del progetto, sono stati ulteriormente controllati e validati. Il controllo finale è stato mirato ad individuare e correggere: a) doppi conteggi, b) dati

incompleti, c) errori di attribuzione di specie e unità di rilevamento, d) errori di battitura, e) difetti di copertura spaziale e temporale.

La fase successiva, realizzata solo in Friuli Venezia Giulia, è consistita nell'integrare i dati dei conteggi DTC+RC e AS, che sono stati condotti in modo da avere la maggiore similarità possibile (Madsen, 1998). Il risultato è stato un nuovo *database* (DTC+RC/AS), dove sono stati importati tutti i dati dei conteggi DTC+RC e i dati AS a) raccolti in zone umide coperte dal solo conteggio aereo e b) relativi a specie non rilevate nella medesima unità di 1x1 km durante il conteggio DTC+RC. Inoltre, nei casi in cui il conteggio AS fosse ritenuto più attendibile, per alcune specie, del censimento DTC+RC, i dati DTC+RC sono stati sostituiti con i relativi dati AS. Dal *database* integrato, così ottenuto, sono stati estrapolati i valori di abbondanza media mensile per ciascuna unità di 1x1 km. Tali valori sono stati importati nel sito *Web* del progetto dove sono gestiti mediante un *database MySQL*[®], a cui attinge un'applicazione *Web* basata sulla tecnologia *Microsoft Silverlight*[®] che consente di generare in tempo reale mappe dinamiche dell'abbondanza e della ricchezza specifica. Durante il progetto, sono state portate a termine oltre 430 uscite sul campo.

Allo stato attuale, sono stati controllati e validati i dati raccolti nel periodo giugno 2006 - novembre 2007, corrispondenti al seguente numero di *record*: DTC+RC = 41.029; PTC = 4.833; AS = 2.519.

Il *database* DTC+RC/AS contiene invece 33.200 *record*, che sono conseguentemente visibili nel sito *Web* del progetto (www.anserproject.it, Sezione "Il progetto - GIS") in forma di:

- mappe di abbondanza per singola specie, che rappresentano il numero medio di individui osservati in ciascuna unità di 1x1 km durante ciascuna sessione di censimento mensile. È anche possibile visualizzare separatamente, a seconda delle specie, i conteggi diurni, i conteggi dei *roost* diurni di alta marea e i conteggi dei *roost* notturni;
- mappe di ricchezza specifica, che rappresentano il numero totale di specie di uccelli acquatici osservate in ciascuna unità di 1x1 km durante ciascuna sessione di censimento mensile.

Tali mappe possono essere considerate come un atlante mensile della ricchezza specifica e dell'abbondanza delle singole specie. A ciascuna mappa è inoltre associato un grafico che illustra le variazioni mensili della ricchezza o dell'abbondanza.

I risultati dell'analisi ecologica quali-quantitativa di un ciclo annuale dell'avifauna acquatica nelle zone umide costiere del Friuli Venezia Giulia e l'analisi delle relazioni tra comunità di uccelli acquatici e parametri e unità ecologiche (effettuate utilizzando il *database* integrato DTC+RC/AS) sono riportati in Casini et al. (questo volume) e in Altobelli et al. (questo volume).

Le attività sopra descritte sono state quindi realizzate per soddisfare due esigenze metodologiche:

1. adottare uno schema di monitoraggio quali-quantitativo a sforzo costante degli uccelli acquatici nell'area costiera transfrontaliera adriatica;

2. sperimentare forme di monitoraggio integrato, al fine di testare la loro futura applicabilità in un contesto territoriale più ampio, in quanto, nell'ottica di un monitoraggio integrato, è necessario raggiungere un forte grado di coordinamento sia nella fase di pianificazione sia di realizzazione delle attività di monitoraggio.

Gli obiettivi sono stati al momento avvicinati mediante un ampio scambio di esperienze e conoscenze, che ha incluso in particolare:

- l'adozione dello stesso modello base di monitoraggio;
- la standardizzazione degli strumenti di lavoro (schede di campagna, *database* e protocolli d'uso per la raccolta e l'imbankamento dei dati);
- la creazione di una *checklist* comune di riferimento delle specie oggetto del monitoraggio, ottenuta integrando le liste regionali e nazionali;
- l'adozione di una codifica *standard* per le unità di rilevamento utilizzate;
- la creazione di un sistema di gestione dei dati che potrà essere implementato in futuro sino a diventare un *webGIS* con interfaccia utente configurabile secondo diversi livelli di utilizzo. Ciò consentirebbe un flusso più veloce dei dati, un loro controllo più rigoroso, maggiori possibilità di rappresentare e condividere i dati raccolti, e maggiore flessibilità complessiva del sistema in previsione dell'espansione dell'area di studio.

Summary

The experience of ANSER project for waterbird integrated monitoring in Adriatic coastal wetlands: from data integration to result dynamic presentation

A constant effort waterbird monitoring program has been carried out in the period June 2006 - May 2008 in several Adriatic coastal wetlands of Italy (Friuli Venezia Giulia and Emilia-Romagna), Croatia and Albania within the ANSER project, whose Lead Partner was the Autonomous Region Friuli Venezia Giulia. The management, validation, batch processing, integration and dynamic mapping processes are shown.

BIBLIOGRAFIA

- Altobelli A., Casini L., Facchin G., Florit F., Hubina T., Serra L. & Sponza S., questo volume. Analisi delle comunità di uccelli acquatici della laguna di Grado e Marano sulla base di unità ecologiche. Atti XV Convegno Italiano di Ornitologia, 14-18 ottobre 2009, Sabaudia (LT).
- Casini L., Facchin G. & Serra L., questo volume. Composizione quali-quantitativa dell'avifauna acquatica di un ciclo annuale nel complesso di zone umide costiere del Friuli Venezia Giulia. Atti XV Convegno Italiano di Ornitologia, 14-18 ottobre 2009, Sabaudia (LT).
- Madsen J., 1998. Experimental refuges for migratory waterfowl in Danish wetlands. I. Baseline assessment of the disturbance effects of recreational activities. *Journal of Applied Ecology*, 35: 386-397.

STUDIO DELLA DIETA DELL'UPUPA *Upupa epops* MEDIANTE VIDEOTELERILEVAMENTO

CHIARA SCANDOLARA & ROBERTO LARDELLI

FICEDULA – Via Campo sportivo, 11 – 6834 Morbio inferiore, Svizzera (upupa@ficedula.ch)

L'Upupa *Upupa epops* è una specie prioritaria per la conservazione in Svizzera (Bollmann et al., 2002, Mühlethaler e Schaad, in stampa) ed è oggetto di un piano d'azione nel Cantone Ticino. L'alimentazione può essere un importante fattore limitante per questa specie legata alle zone agricole tradizionali. Nel Vallese lo studio dell'ecologia alimentare dell'Upupa e, in particolare la preferenza per il Grillotalpa *Gryllotalpa gryllotalpa*, ha influenzato in modo decisivo il suo programma di conservazione (Fournier e Arlettaz 2001).

La popolazione ticinese di Upupa consiste in una ventina di coppie nidificanti distribuite nei maggiori fondovalle, zone agricole tradizionali e vigneti. La loro produttività appare bassa se comparata a quelle del Vallese. Nessun dato era finora disponibile sull'alimentazione. Si è quindi deciso di utilizzare il metodo del videotelerilevamento per indagare la dieta dei nidiacei al fine di ottenere informazioni qualitative e quantitative.

Una telecamera COMERSON ad alta definizione è stata collegata con un HD-DVD recorder LITEON. I filmati registrati sono stati immagazzinati nell'hard-disk e successivamente masterizzati su DVD. Sono stati utilizzati a rotazione due HD-DVD in modo da poterli sfruttare alternativamente nel momento in cui uno fosse pieno.

La telecamera è stata adattata di volta in volta per l'utilizzo su campo camuffandola idoneamente a seconda della situazione, e montata su un supporto distante da 1 a 2 metri dall'ingresso della cavità, da 2 a 8 metri di altezza dal suolo. È stata inoltre posizionata in modo da avere una chiara vista dell'ingresso del nido ma lasciando un facile accesso all'Upupa ed evitando di creare un potenziale posatoio per dei predatori. Nella fase di montaggio è stato necessario utilizzare uno schermo portatile, per centrare e calibrare l'immagine. L'HD-DVD e gli adattatori sono stati inseriti in un box di plastica resistente all'umidità; tutta l'apparecchiatura è stata opportunamente isolata (Fig. 1).

La telecamera può essere montata da due persone in circa 15 minuti, minimizzando il disturbo al nido. Dato il consumo di elettricità dell'apparecchio (50W/h) è stato ritenuto opportuno alimentare il sistema con corrente elettrica con un cavo lungo dai 100 ai 500 metri. Questo ha inoltre permesso di ridurre il disturbo durante la manutenzione di routine e nel periodico cambio dell'HD-DVD che era fatto a distanza in posizione nascosta. Si è cambiato l'HD-DVD quando il 50-90% della capacità era stata usata al fine di minimizzare i rischi di perdita di dati.

Data la velocità con la quale l'Upupa arriva al nido è stato deciso di registrare con-

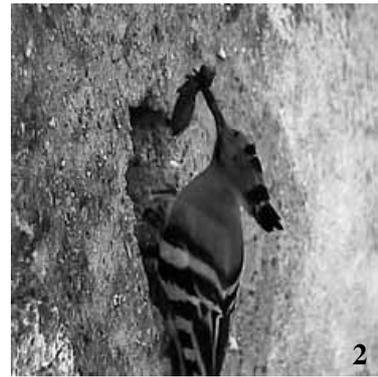
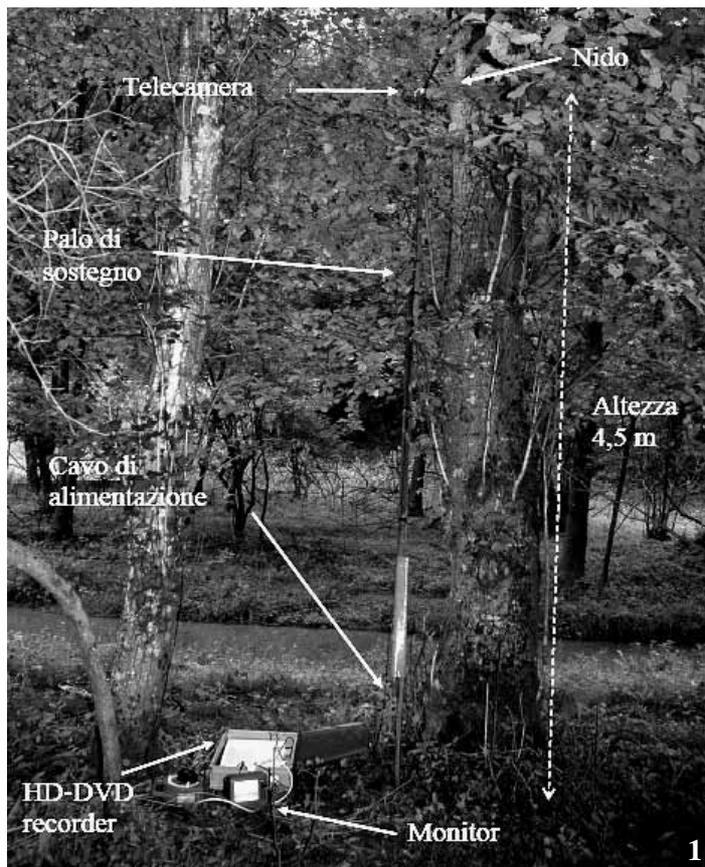


Fig. 1-3. Componenti del sistema di videoregistrazione nella fase di montaggio (1). Esempio di immagini ottenute dalle registrazioni nel territorio "semi-urbano". Un'Upupa con Grillotalpa Gryllotalpa gryllotalpa (2) e Lombrico Lumbricus sp. (3).

tinuamente, in quanto in caso di un sensore il tempo di accensione dell'HD-DVD è superiore al tempo che l'animale si ferma all'ingresso del nido. La telecamera è stata programmata per funzionare ininterrottamente dalle 5:00 di mattina alle 22:00 di sera, per 17 ore di registrazione giornaliera continue. L'HD-DVD permette di impostare la qualità della registrazione. Nel caso dell'Upupa, trattandosi per la maggior parte di prede di ridotte dimensioni, si è scelta la qualità massima dei filmati che però comporta una dimensione maggiore dei files. I 2 HD-DVD utilizzati, di capacità di 250 e 160 GB, hanno una durata rispettivamente di 110 e 55 ore di registrazione in alta qualità, ed è stato quindi necessario sostituirli al massimo ogni 6 e 3 giorni. La data e l'orario sono automaticamente registrati. I filmati possono essere visionati con diversi tipi di software in modo da aumentare la velocità normale e fermare automaticamente l'immagine in caso di movimento e quindi di ridurre il tempo richiesto per la loro analisi.

Sono stati seguiti finora 4 nidi (1 nel 2007, 2 nel 2008, 1 nel 2009) di cui due per l'intero periodo della nidificazione raccogliendo complessivamente oltre 1500 ore di registrazione, da fine maggio a inizio luglio. I nidi monitorati sono stati scelti in

modo da rappresentare diverse tipologie ambientali (fondovalle, vigneto, area semi-urbana). Caratteri individuali del piumaggio hanno inoltre permesso di riconoscere i diversi individui. Lo studio è in corso e i dati sono attualmente in elaborazione. I risultati preliminari suggeriscono che il Grillotalpa si conferma una preda importante nella gola e in parte anche nel territorio “semi-urbano” (Fig. 2). In quest’ultimo inoltre vi è una maggiore diversità di prede (larve lepidotteri e coleotteri, araneidi, lombrichi *Lumbricus sp.* (Fig. 3), limacce *Limax sp.*, uova di lucertola, ecc.). Occasionalmente vengono predati anche piccoli vertebrati (*Lacerta sp.*). La dieta appare invece qualitativamente più povera nel vigneto dove le upupe portano principalmente prede di piccole dimensioni e in particolare larve di *Amphillion sp.*

L’investimento di tempo richiesto dal metodo è notevole soprattutto per la masterizzazione dei filmati, in quanto necessariamente di alta qualità e quindi di grandi dimensioni. I filmati immagazzinati occupano infatti complessivamente una memoria di 1TB. Un inconveniente è che alla fine del periodo di nidificazione, i giovani attendono gli adulti direttamente affacciati alla cavità e quindi la raccolta di informazioni sulle prede, visibili solo per pochi secondi, diventa più difficile. Tuttavia i vantaggi sono molteplici in quanto questa metodologia non invasiva permette di valutare molti aspetti dell’ecologia dell’Upupa come la composizione della dieta, il ruolo di alcune prede chiave, differenze tra prede portate da maschio/femmina, l’evolversi della dieta durante l’avanzare del periodo di nidificazione, influsso del meteo e anche altri comportamenti etologici interessanti come la difesa del nido da potenziali predatori.

Ringraziamenti. Ringraziamo la ASPU/BirdLife Svizzera, la Vogelwarte Sempach, l’Ufficio della natura e del paesaggio e l’Ufficio Caccia e Pesca del Cantone Ticino. Grazie al centro audio-video G+M s.a. di Lamone. Un ringraziamento particolare a Marina Pestoni.

Summary

Studying the diet of Hoopoe *Upupa epops* using digital video recorders

The Hoopoe *Upupa epops* is a priority species for conservation in Switzerland with low productivity in Ticino Canton. Here we used a digital video system to obtain information on the diet. The digital video system takes quite a lot of time to collect the data and watching the movies but is very useful to obtain many information about the diet, the role of male/female, the different phases on the breeding period, the influence of the weather and other interesting ethological behaviours.

BIBLIOGRAFIA

- Bollmann K., Keller V., Müller W. & Zbinden N., 2002. Prioritäre Vogelarten für Artenförderungsprogramme in der Schweiz. Der Ornithologische Beobachter, 99: 301-309.
- Fournier J. & Arlettaz R., 2001. Food provision to nestlings in the Hoopoe *Upupa epops*: implications for the conservation of a small endangered population in the Swiss Alps. Ibis, 143: 2-10.
- Mühlethaler E. & Schaad M., In stampa. Plan d’action national Huppe fasciée. OFEFP, Station ornithologique suisse de Sempach, Association suisse de protection des oiseaux ASPO/BirdLife Suisse, Berne.

CRONACA: IL SISTEMA INFORMATIVO PER LA RACCOLTA DI OSSERVAZIONI ORNITOLOGICHE IN TOSCANA

MAURIZIO TIENGO

Centro Ornitologico Toscano – CAP 470 – 57100 Livorno
(software@centrornitologicotoscano.org)

A partire dal 2003 sono stati sviluppati software di facile utilizzo, che integrati tra loro, consentono ai singoli soci di archiviare ed utilizzare le proprie osservazioni e di condividerle in un archivio centrale del COT, dove possono essere utilizzate per la redazione della Cronaca Ornitologica Toscana ed altri usi.

Una nuova versione di Cronaca - Data Entry - consentirà nei prossimi mesi l'integrazione del sistema di archiviazione in uso nel COT con Ornitho.it.

Cronaca - Stat consente di effettuare ricerche e semplici statistiche, come la Checklist (generale e per sito) o visualizzare la distribuzione spaziale e temporale delle proprie osservazioni.



Fig. 1. Flusso dei dati che vengono trasferiti dall'archivio di ogni singolo rilevatore verso la banca dati del COT.

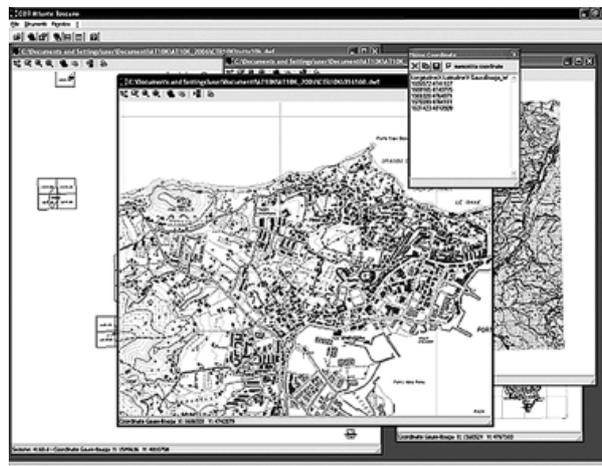


Fig. 2. AT10K. Questo programma consente la consultazione della Cartografia Tecnica Regionale 1:10.000 (distribuita su CD-Rom) e l'integrazione con il seguente applicativo.



Fig. 3. Cronaca - Data Entry. Il programma consente ad ogni rilevatore l'inserimento dei dati in un database accurato, riducendo i tempi di archiviazione e riducendo gli errori di battitura possibile; i dati possono essere esportati in formati utilizzabili da fogli elettronici. Una copia dei database personali può essere inviata alla banca dati del COT.



Fig. 4. Cronaca - Data Manager raccoglie i dati dai vari rilevatori, inserendoli in un archivio centrale unico, effettuando controlli incrociati sui dati preesistenti.

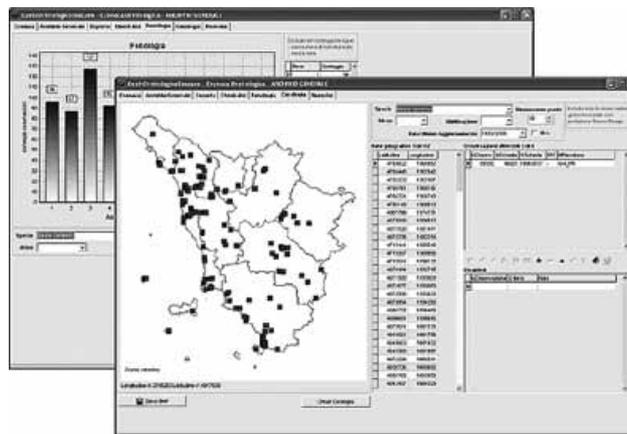


Fig. 5. Cronaca - Data Manager Stat permette la verifica dei dati inseriti, attraverso alcuni strumenti di visualizzazione ed analisi, e l'associazione di un codice alle osservazioni di particolare interesse o che vengono sospese in attesa della loro verifica ed eventuale correzione.

Tutte le applicazioni sono state realizzate in proprio per conto del COT per la piattaforma Win32 utilizzando *Borland Delphi*. La base di dati è *Microsoft Access 2003*. La cartografia è stata messa a disposizione dalla *Regione Toscana*. Tutti gli applicativi per il data entry sono distribuiti gratuitamente a tutti i rilevatori.

Ringraziamenti. Si ringrazia Emiliano Arcamone e Luca Puglisi, per aver sempre creduto nella efficacia di tali strumenti software, e tutti i soci COT che utilizzandoli hanno fornito preziose indicazioni per un loro miglioramento.

Summary

CRONACA information system

AT10K, Cronaca data-entry and Cronaca data-manager are software applications. By running them, COT's members can easily store data (which themselves have collected) and retrieve data in and from the COT's central data base. Together, AT10K and Cronaca provide an integrated service that has been employed, among others, in the editing of *Cronaca Ornitologica Toscana*.

UTILIZZO DI STRUMENTAZIONE GIS PER LA PROGETTAZIONE DI UN DATABASE PER LA RACCOLTA E L'ANALISI DI DATI SPAZIALI AD ELEVATO DETTAGLIO GEOGRAFICO: IL CASO DEL C.R.A.S. DI CUNEO

PAOLO TIZZANI^(1,2), MARCO GHIRARDI^(1,2) & ALESSANDRA BASSO⁽²⁾

CE.RI.GE.FA.S. - Centro Ricerche e Gestione Fauna Selvatica – fr. Rore, 17 Sampeyre (CN)

C.R.A.S. - Centro Recupero Animali Selvatici – Via Alpi, 25 – 12010 Bernezzo (CN)

Il Centro di Recupero Animali Selvatici - C.R.A.S. di Cuneo, con sede a Bernezzo, è un'associazione senza fini di lucro che si occupa del recupero e riabilitazione della fauna selvatica in difficoltà, autoctona e non, fornendo un servizio continuo di pronto soccorso. In dieci anni di attività, all'interno del C.R.A.S. di Cuneo sono transitati 1.912 soggetti, appartenenti a 167 specie diverse (Fig. 1). In particolare, la classe Uccelli costituisce il 63,1% degli arrivi (pari a 1.206 individui), di cui 371 Rapaci diurni e notturni (dato aggiornato a fine 2008). Accipitriformi e Strigiformi, due gruppi animali di grande interesse naturalistico e scientifico, rappresentano circa il 20% del totale degli ingressi (Fig. 2).

Come altri Centri di recupero, il C.R.A.S. di Cuneo possiede una notevole quantità di dati, utilizzata solo in minima parte dalla ricerca eco-etologica quale potenziale sistema di monitoraggio dell'ornitofauna sul territorio provinciale. In molti casi, questa situazione causa la perdita di informazioni relative a specie di prioritaria importanza conservazionistica.

La finalità della ricerca è stata quella di incrementare e valorizzare la funzione di monitoraggio dell'ornitofauna, soprattutto per quanto riguarda le specie protette, utilizzando a titolo di esempio i dati sui Rapaci diurni e notturni. L'analisi ha permesso di raggiungere un duplice risultato:

1. creare mappe di distribuzione degli arrivi secondo l'attuale dettaglio spaziale disponibile (*localizzazione a livello di territorio comunale*);
2. fornire un *protocollo* per ottenere mappe di distribuzione a maggior dettaglio spaziale (*localizzazione attraverso un sistema di riferimento creato per la provincia*).

Attraverso la realizzazione di mappe di distribuzione provinciale delle specie consegnate, è stato possibile georeferenziare su una carta della Provincia di Cuneo i dati riguardanti le località di arrivo degli animali ospitati ed ottenere una *Carta dei Comuni di provenienza*, per ognuna delle specie studiate (Fig. 3).

Per migliorare il sistema di georeferenziazione dei soggetti in ingresso, è stata realizzata una carta della Provincia, a cui è stato sovrapposto un reticolo di 2,5 x 2,5 km, con lo scopo di raccogliere i dati di localizzazione/provenienza con maggior dettaglio, riportandoli all'interno delle celle in cui la Provincia viene suddivisa (Fig.

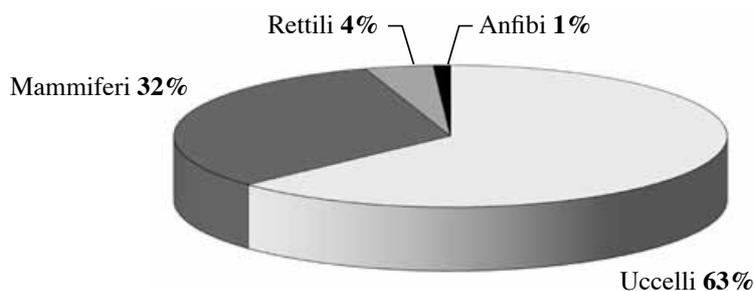


Fig. 1. Arrivi al C.R.A.S. (1998-2008).

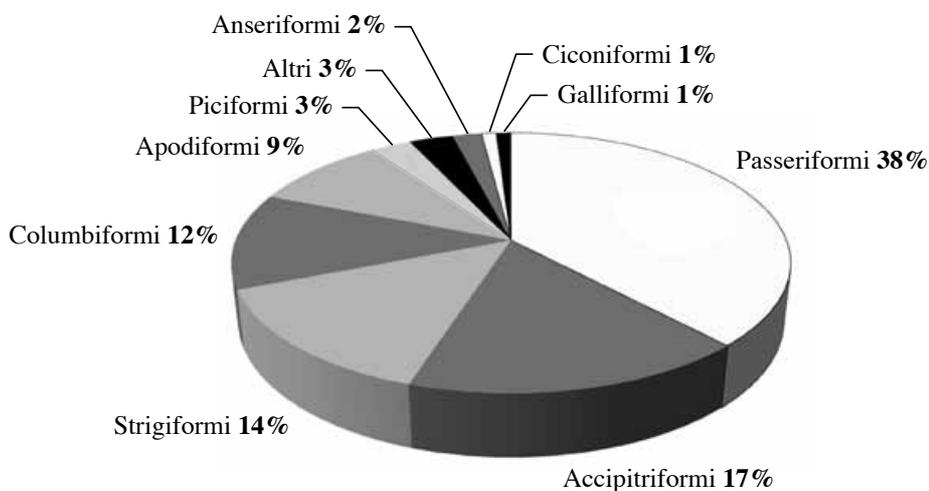


Fig. 2. Percentuali dei diversi gruppi di ornitofauna ricoverata al Centro.

4). Le celle sono univocamente determinate da un codice alfanumerico, e ogni localizzazione che cade al loro interno può essere ricondotta a coordinate cartografiche mediante software GIS (®ArcView, o open-source gvSIG), che di fatto costituisce un nuovo data-base potenziato dal dettaglio spaziale e periodicamente aggiornabile. Il posizionamento delle localizzazioni/punti all'interno delle celle e l'utilizzo del GIS nella gestione dei dati determinano un miglioramento del sistema di monitoraggio e, con un significativo numero di ritrovamenti, permettono ulteriori analisi delle aree di provenienza delle specie studiate, quali:

- l'identificazione della vocazionalità del territorio;
- l'approfondimento delle caratteristiche eco-etologiche e la segnalazione di comportamenti particolari (es.: ritrovamento di un Gufo comune *Asio otus* ad oltre 2.000 metri di quota);
- la valutazione dei fattori di rischio (ad esempio, incrociando i risultati delle analisi precedenti con i dati relativi alla posizione, estensione e durata delle strutture antropiche).

Questo sistema permette inoltre un agevole integrazione con altri modelli di raccolta

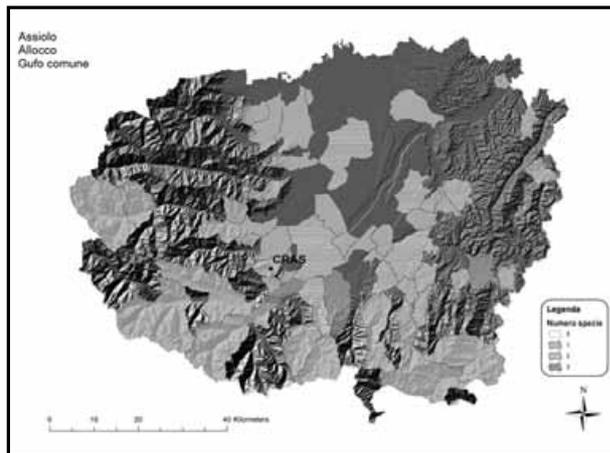


Fig. 3. Carta dei Comuni interessati dall'arrivo di alcune specie-target.

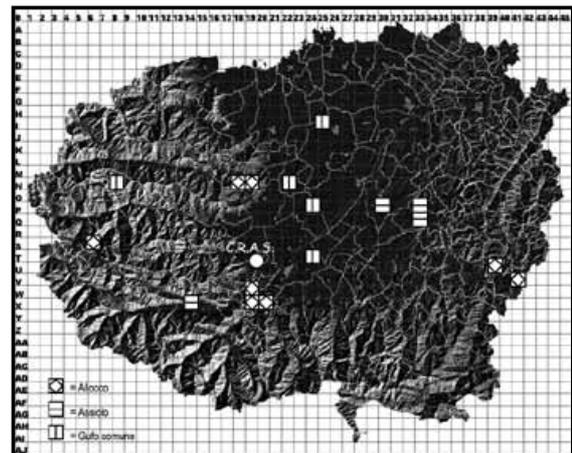


Fig. 4. Esempio di raccolta dati mediante reticolo (dati aggiornati al 17/09/09).

dati per garantire una maggior copertura del territorio monitorato, fornendo quindi una piattaforma comune fruibile e adatta allo scambio di informazioni fra Enti preposti al controllo e alla tutela della fauna.

Ringraziamenti. Si ringraziano il Settore Tutela Flora e Fauna e il Servizio di Vigilanza Faunistico Ambientale della Provincia di Cuneo, per l'appoggio e la disponibilità.

Summary

Using GIS to design a computerized database for high detailed spatial data storage and analysis

CRAS is a non-profit centre for the recover and the rehabilitation of wild autochthonous and exotic animals, found wounded. In ten years of its activity, CRAS of Cuneo hosted 1,912 animals (belonging to 167 different species). 371 of which were birds of prey (data updated to 9th December 2008), constituting one of the groups of animals of the greatest interest. CRAS archives contain therefore a big amount of data, in many cases related to species with particular ecological value and great preservation interest. Through the analysis and elaboration of these data it is possible to get important information about fauna of Cuneo Province, studying its ecological characteristics and distribution on the territory in depth. Through the processing of distribution maps of species arrived in CRAS it has been possible to provide a map of Cuneo Province with geographical references about data related to places of origin of the hosted animals and therefore obtain a map of the municipal districts of each species. To improve the geographical reference system of the incoming animals, a map of the Province has been realized; a 2,5 x 2,5 km grid has been overlapped, in order to collect the location data with greater detail, arranging them inside the cells in which the Province is divided.

Workshop
L'OCCHIONE

COMUNICAZIONI



**L'OCCHIONE *Burhinus oedicnemus*:
UN VENTENNIO DI RICERCHE SU TREND DI POPOLAZIONE,
HABITAT E NICCHIA ECOLOGICA IN ITALIA CENTRALE**

ANGELO MESCHINI

S.R.O.P.U. - Stazione Romana per l'osservazione e la Protezione degli Uccelli c/o LYNX Natura e Ambiente srl – Via Britannia, 36 – 00179 Roma (a.meschini@gmail.com)

Faunistica, presenza storica, popolazione trend, habitat, biologia riproduttiva e conservazione. La presenza dell'Occhione in provincia di Viterbo è segnalata dagli autori storici come Mari (1907) che lo trova comune nei pressi di Montefiascone e Patrizi Montoro (1909) che lo ritiene comune e abbondante in tutto il Lazio. Nei periodi successivi la specie scompare dalle cronache e l'assenza di dati circostanziati sulla sua distribuzione e consistenza restano lacunosi fino alla metà degli anni ottanta quando la specie viene ritenuta estinta su scala regionale.

Meschini e Frascchetti (1989) compiono la prima indagine sulla sua popolazione e sull'habitat e stimano una consistenza numerica di 12 coppie nidificanti. In comune di Monte Romano viene calcolata anche la densità riproduttiva pari a 1 coppia/250 ha. Un successivo lavoro di Meschini (1994) integra la stima precedente in 14-15 coppie nidificanti, reperendo la specie anche nel complesso fluviale del fiume Paglia. La popolazione valutata nell'Atlante degli uccelli nidificanti nel Lazio edito nel 1995 (Meschini in Boano et al., 1995) è di 15-20 coppie nidificanti. Il trend di popolazione resta sostanzialmente stabile fino agli inizi del duemila ed è soltanto a partire dal 2005 che si assiste ad una piccola espansione demografica che si può associare con la ripresa delle attività pastorali ed in parte con il *global warming* che su scala di medio periodo sta favorendo numerose specie "steppiche" (Bota et al., 2005).

Nel 2008 la Provincia di Viterbo si fa promotrice di un nuovo censimento (Meschini, Relazione interna Assessorato all'Ambiente 2009) che permette di verificare la tendenza positiva della specie in ambito provinciale. Durante questo lavoro, sono reperte 43 coppie nidificanti che rappresentano uno stock considerevole e che necessita di misure di conservazione e di pianificazione ambientale che sappiano non disperdere quest'importantissimo patrimonio di biodiversità.

I metodi utilizzati sono stati l'ascolto del canto crepuscolare, il *playback* con la registrazione del canto territoriale e l'esplorazione fine delle aree ritenute idonee alla specie. Le 60 sessioni di *playback* sono state eseguite dal 15 marzo al 20 maggio 2009.

In Figura 1 è rappresentato il trend di popolazione per il ventennio 1990-2010. Si nota un incremento della popolazione nidificante nei quattro intervalli considerati: $X = 25,62$; $D.S. = 12,85$. La nidificazione ha interessato 12 Tavolette I.G.M.: 11 casi di nidificazione certa, 1 caso di nidificazione eventuale (Paunil, in stampa).

Le aree riproduttive in provincia di Viterbo sono occupate dall'ultima decade di marzo alla prima decade di aprile. I movimenti migratori verso sud cominciano a fine agosto e terminano fino a novembre e in taluni casi, ai primi di dicembre. L'Occhione quindi si comporta nell'adattamento migratorio autunnale in modo eclettico e in funzione delle disponibilità alimentari.

Una ricerca triennale (1986-88), con il controllo di 3 aree ed un intervallo di *survey* di tre giorni, ha dato come estremo di arrivo il 22 marzo 1986 ed estremo di partenza il 19 novembre 1986.

Analizzando il grado di tutela dell'Occhione nel Lazio si è rilevato che il 66% delle coppie nidificanti è situato in aree a divieto totale di caccia con presenza di disturbo antropico diffuso, il 26,5% in aree completamente prive di tutela e a distribuzione puntiforme e solamente il restante 7,5% in Aree protette della Regione Lazio.

L'Occhione mostra uno scarso eclettismo nella scelta dell'habitat riproduttivo, dimostrandosi estremamente sensibile alle modificazioni fisionomiche e strutturali dell'ambiente. I dati riepilogativi delle preferenze delle tipologie ambientali per l'anno 2009 evidenzia: 51% in pseudo-steppa mediterranea, 42% prato-pascoli, 5% corsi d'acqua e 2% coltivati.

La specie è minacciata nel Lazio a causa dell'alterazione dell'habitat, la messa a coltura di aree a vegetazione pioniera e steppica, le uccisioni illegali, il prelievo di uova e pulli e per numerose altre attività di tipo antropico quali autocross, motocross ed escursionismo (Meschini in Bulgarini et al., 1998). Anche l'estrazione e il trasporto di ghiaia ed inerti nei sistemi fluviali rappresentano ulteriore fattore di rischio.

Si riportano le misure di conservazione proposte su scala regionale:

- Proseguimento e intensificazione e dei programmi di monitoraggio nelle aree in cui la specie è risultata presente come nidificante. Solo una conoscenza di lungo periodo e uno "schema" di monitoraggio possono consentire di valutare il trend sul lungo periodo e le cause delle modificazioni sulla consistenza numerica della specie.
- Istituzione di Aree Protette destinate *ad hoc* per l'Occhione e tutela delle aree idonee residue.
- Incremento delle superfici di habitat potenzialmente idoneo alla specie. Il ripristino ambientale può favorire direttamente e indirettamente l'Occhione (specie ombrello) e la comunità ornitica della pseudo-steppa mediterranea. Questa misura gioverebbe a numerose altre specie presenti in Direttiva Uccelli, tra le altre la Calandra *Melanocorypha calandra*, la Ghiandaia marina *Coracias garrulus*, l'Albanella minore *Circus pygarcus* e il Lodolaio *Falco subbuteo*.
- Applicazione stringente delle misure restrittive nelle Z.P.S. regionali, che secondo una delle interpretazioni giurisprudenziali prevalenti dovrebbe far cessare l'attività venatoria in tali aree.
- Attuazione di pratiche agricole a basso impatto energetico ed estensivizzazione agricola. Il *set aside* ad esempio nei periodi di applicazione ha prodotto, su scala nazionale, una modesta esplosione demografica della specie.

- Progetti di sensibilizzazione nelle scuole, a partire dalle elementari, per arrivare alle scuole medie e superiori fino all'ambito universitario, con un linguaggio comunicativo diversificato che possa informare in modo corretto e coinvolgente.
- Istituzione di norme totalmente restrittive sulla transitabilità dei ghiareti fluviali, da attuarsi almeno nel periodo riproduttivo. Le perdite di covate a causa di gare di motocross in Toscana e Lazio è rilevante (oss. pers. relative al ventennio 1990-2009).
- Progetti di sorveglianza ai nidi accompagnati da accordi con le organizzazioni di allevatori e agricoltori. In Francia (Malvaud, 1996) i nidi o le "aree nido" individuate dai ricercatori erano delimitate e segnalate agli agricoltori, che dietro un modesto indennizzo non effettuavano le operazioni agronomiche nell'area interessata alla nidificazione. In pratica si seguiva il modello conservazionistico che attualmente viene considerato più efficace e può sintetizzarsi in: Coinvolgimento > Informazione > Incentivi > Conservazione.
- Incremento del patrimonio ovino, bovino ed equino. L'Occhione è specie "deserticola" e spesso l'aridità dei suoli dove la specie si riproduce è in funzione del carico di pascolamento. Quindi una rotazione mirata dei tempi e delle modalità di pascolamento che tenda ad ipersfruttare il carico di pascolo, possono supplire alla scarsa permeabilità dei suoli in cui l'Occhione nidifica.

Ecologia, eco-etologia, territorialismo, selezione dell'habitat e nicchia ecologica. In ambiente fluviale in Lazio e Toscana è stata effettuata una ricerca pluriennale sulla biologia ed ecologia della specie. Per i metodi si rimanda a Meschini (in Giunchi et al., 2009). L'indice di eterogeneità vegetazionale (Bibby et al., 1993), pari a H.I.=1,178, ha evidenziato una struttura della vegetazione sostanzialmente uniforme. La densità media di una coppia/45 ha (range 31/75 ha; D.S. \pm 16.10) è risultata tra le più elevate in ambito paleartico (Cramp e Simmons, 1983, Meschini, 1994). La *Nearest Neighbour Distance* (NND) media delle "aree nido" calcolata sul fiume Formone è di 904 m (range 642 m/1142 m; D.S. \pm 210 m; n=6). L'indice G, calcolato sullo stesso campione è risultato pari a 0,95 evidenziando un modello quasi regolare di spaziatura delle aree nido. In ambienti aperti e strutturalmente omogenei, il significato adattativo della modalità di dispersione quasi regolare dei nidificanti, evidenziato dall'alto valore dell'indice G, può essere interpretato in termini di fitness individuale, nella promozione della formazione delle coppie, nell'esclusione di possibili rivali sessuali da parte dei maschi e nella riduzione dei rischi della predazione (Burger, 1984).

Nell'area di studio, le aree di alimentazione sono localizzate fuori dal ghiareto (distanza max 2,5 Km) e non sono attivamente difese, come suggeriscono le numerose osservazioni di gruppi monospecifici (fino a 10 individui), in attività trofica notturna. Le manifestazioni territoriali sono iniziate il 5 aprile, quando tre coppie hanno risposto al *playback*. In questa fase entrambi i partner, quando erano fatti levare sperimentalmente in volo, mostravano un comportamento diverso: gli uccelli dopo un

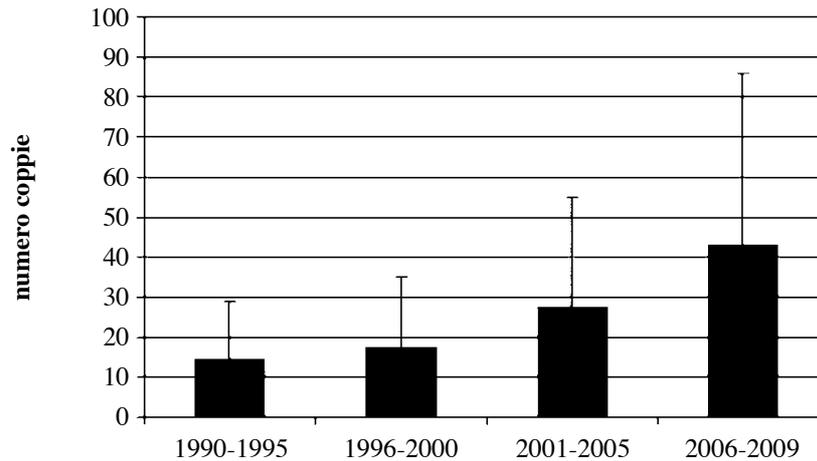


Fig. 1. Trend ventennale della popolazione di *Burhinus oedicnemus* nel Lazio.

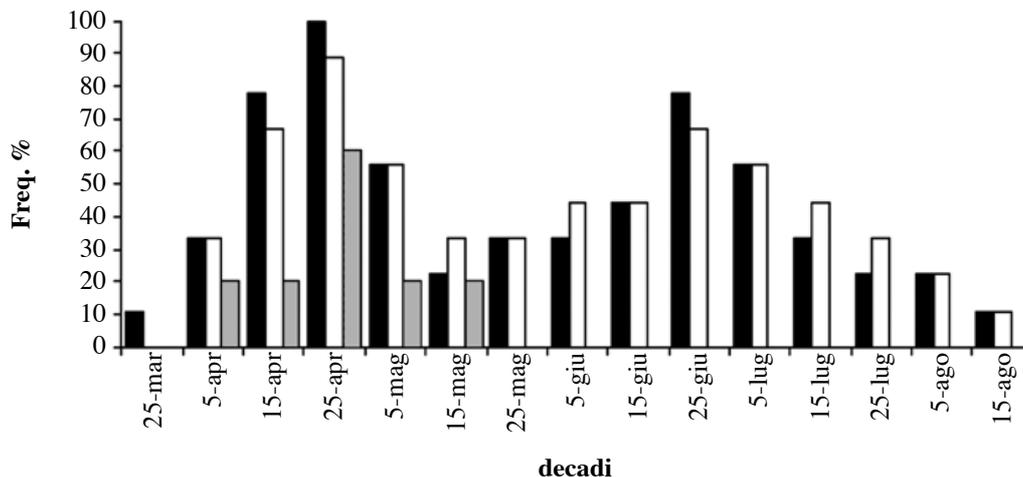


Fig. 2. Frequenze medie percentuali delle risposte positive al playback (barre nere) e del comportamento di 'non sorvolo' del territorio dei vicini (barre bianche). Barre grigie: frequenze medie di risposta in prato-pascoli in provincia di Viterbo, in condizioni di bassa densità (Meschini 2000).

breve percorso rettilineo (< 250 m) lasciavano l'asta fluviale, selezionando come area rifugio prato-pascoli ai margini del ghiareto, al di fuori del territorio riproduttivo dei vicini.

L'analisi di Fig. 2 evidenzia la distribuzione bimodale delle frequenze delle risposte al playback e del comportamento di "non sorvolo" dei territori dei vicini; sono anche riportati i tassi di risposta, per il periodo 25 marzo - 25 maggio, di un campione di controllo di cinque coppie nidificanti in prato-pascoli in provincia di Viterbo, in situazione di isolamento o bassa densità (Meschini 2000). La differenza tra le medie dei tassi di risposta nelle due aree ($t_{12}=1,8$, $P<0,05$) è risultata significativa con valori mediamente inferiori del 28% nel campione di controllo, suggerendo l'ipotesi che il territorialismo sia un fattore densità-dipendente.

Indice di Preferenza ambientale

<i>Burhinus oedicephalus</i>	Ipla	Iplb	Iplo	Ipld
	0	0	1,4	1,76
<i>Charadrius dubius</i>	Ipla	Iplb	Iplo	Ipld
	1,64	1,85	1,2	0

Tab. 1. Indice di preferenza ambientale (Ip) di Occhione e Corriere piccolo. a: ghiareto-lame; b: ghiareto nudo; c: ghiareto a vegetazione pioniera; d: fascia consolidata.

Ampiezza di nicchia	B hr	B la	B af
<i>Burhinus oedicephalus</i>	0,48	0,72	0,48
Ampiezza di nicchia	B hr	B la	B af
<i>Charadrius dubius</i>	0,75	0,97	0,56
Sovrapposizione di nicchia	Ch hr	Ch la	Ch af
<i>Burhinus oedicephalus</i> vs. <i>Charadrius dubius</i>	0,36	0,69	0,22

Tab. 2. Ampiezza di nicchia (B) e Sovrapposizione di nicchia (Ch) di *Burhinus oedicephalus* e *Charadrius dubius*. hr = habitat riproduttivo; la = larghezza alveo; af = aree di foraggiamento.

Il comportamento di “non sorvolo” dei territori riproduttivi dei vicini è positivamente correlato con le risposte positive al playback ($r_s = 0,8$; $P < 0,01$) ed entrambe le variabili sono quindi un buon stimatore della presenza-assenza della fase territoriale. Per quanto concerne i risultati riferiti all’uso dell’habitat, alle preferenze ambientali, all’ampiezza e sovrapposizione della nicchia ecologica è stato effettuato un confronto con il Corriere piccolo *Charadrius dubius*. Si osserva che l’Ampiezza dell’habitat e l’Indice di preferenza ambientale (Tab. 2) danno conto della maggiore plasticità di quest’ultima specie nella selezione dell’ambiente riproduttivo. L’ampiezza d’habitat per Corriere piccolo è pari a AH = 3, per l’Occhione è pari a AH = 1,95. L’Indice di Preferenza Ambientale (Tab. 1), mostra che l’Occhione seleziona positivamente il ghiareto a vegetazione pioniera e la fascia consolidata, mentre il Corriere piccolo seleziona il ghiareto lame, il ghiareto nudo ed il ghiareto a vegetazione pioniera. L’associazione tra Occhione e fascia consolidata è altamente significativa ($X_3^2 = 12,66$, $P < 0,01$). In un sottocampione di 5 coppie di Occhione e 10 di Corriere piccolo, sul fiume Formone, la distanza media dei nidi dall’acqua è di 30,6 m (D.S. = 6,73) per l’Occhione e di 10,7 m (D.S. = 4,62) per il Corriere piccolo. La differenza tra le due medie è altamente significativa ($t = 6,22$; g.l. = 13; $P < 0,005$). La minore specializzazione del Corriere piccolo nell’area di studio, risulta anche dai dati dell’ampiezza di nicchia (Tab. 2), sia in relazione alla larghezza dell’alveo, sia in misura minore per ciò che riguarda l’habitat riproduttivo. La bassa sovrapposizione di nicchia (Tab. 2) relativa alle aree di foraggiamento è in relazione al trofismo notturno dell’Occhione,

che avviene in prevalenza in prato-pascoli situati fino a 2 Km di distanza dall'alveo (Meschini, 2000).

Summary

Twenty years of research into the Stone-curlew *Burhinus oedicnemus*. Population trends, niche and habitat in Central Italy

In 2009, the Stone-curlew *Burhinus oedicnemus* population in Lazio amounted to 43 breeding pairs. Mediterranean pseudo-steppe and pasture are the preferred breeding habitat. The territoriality of the stone curlew was studied by play-back. Territoriality starts some 20 days after arrival at the breeding sites. A relationship between territoriality and a positive response to play-back was observed. In the study area, it is normal for there to be two clutches per year (in 77.7% of cases). The study recommends an extensive series of measures for stone curlew conservation.

BIBLIOGRAFIA

- Bibby C.J., Burgess N.D. & Hill D.A., 1993. Bird Census Techniques. Academic Press Ltd., London.
- Boano A., Brunelli M., Bulgarini F., Montemaggiori A., Sarrocco S. & Visentin M., 1995. Atlante degli uccelli nidificanti nel Lazio. Alula, 2: 1-224.
- Bota G., Morales M.B., Mañosa S. & Camprodon J., (eds.) 2005. Ecology and Conservation of Steppe-land Birds. Lynx Edicions & Centre Tecnologic Forestal de Catalunya, Barcelona.
- Bulgarini F., Calvario E., Fraticelli F., Petretti F. & Sarrocco S. (eds), 1998. Libro Rosso degli Animali d'Italia - Vertebrati. WWF Italia, Roma: 1-210.
- Burger J., 1984. Pattern, mechanism, and adaptive significance of territoriality in Herring gulls (*Larus argentatus*). Ornithological Monographs no.34. The American Ornithologist's Union, Washington, D.C
- Cramp S. & Simmons K. 1983. The birds of the Western Palearctic. Vol.III. Oxford.
- Giunchi D., Pollonara E. & Baldaccini N.E. 2009 (a cura di) L'occhione (*Burhinus oedicnemus*). Biologia e conservazione di una specie di interesse comunitario. Quaderni di documentazione, 7: 1-52.
- Mari G., 1907. Avifauna del circondario di Viterbo. Boll. Soc. Zool. Ital. Serie II Vol. VIII, 16: 363-373.
- Meschini A., & Frascchetti F., 1989. Distribuzione consistenza e habitat dell'Occhione *Burhinus oedicnemus*, in Lazio e Toscana. Avocetta, 13: 15-21.
- Meschini A., 1994. La popolazione dell'Occhione *Burhinus oedicnemus* nei fiumi di Lazio e Toscana. S.R.O.P.U. (red.), 1994. Atti del Convegno "Giornate Romane di Ornitologia". Roma. Alula, 1 (1-2) (1992): 32-34.
- Meschini A., 2000 Il comportamento territoriale dell'Occhione *Burhinus oedicnemus* in ambienti fluviali dell'Italia centrale. Avocetta n. 24 (I):19-24.
- Paunil (Progetto Atlante degli Uccelli Nidificanti nel Lazio 2009, in stampa). (ho chiesto a Brunelli, la citazione definitiva verrà fatta con una query di word e con "sostituisci", in quanto ad ora non si ha il titolo e la citazione precisa nel dettaglio)
- Patrizi Montoro F. 1909. Materiali per l'Avifauna della Provincia di Roma. Boll. Soc. Zool. Ital. 18/1-6: 1-103.

L'OCCHIONE: SITI DI NIDIFICAZIONE E INTERRELAZIONI CON IL CONTESTO FLORO-VEGETAZIONALE

MARIA TERESA SPENA⁽¹⁾, ANTONIA CRISTAUDO⁽²⁾, MARCELLO DIMARTINO⁽³⁾,
DIMITRI GIUNCHI⁽⁴⁾, ENRICA POLLONARA⁽⁴⁾, ANDREA ONOFRI⁽⁵⁾ & ROSARIO GRASSO⁽¹⁾

⁽¹⁾ *Dipartimento di Biologia Animale, Università di Catania – Via Androne, 81 – 95124 Catania
(marisaspena@hotmail.com; rosagra@unict.it)*

⁽²⁾ *Dipartimento D.A.C.P.A., Sez. Biologia ed Ecologia Vegetale, Università di Catania
Via Valdisavoia, 5 – 95123 Catania (acristau@unict.it)*

⁽³⁾ *Studio Mapping – Via Risorgimento, 53 – 97100 Ragusa (marcello.dimartino@studiomapping.it)*

⁽⁴⁾ *Dipartimento di Biologia, Università di Pisa – Via A. Volta, 6 – 56126 Pisa
(dgiunchi@biologia.unipi.it)*

⁽⁵⁾ *Dipartimento di Scienze Agrarie ed Ambientali, Università di Perugia – Borgo XX Giugno 74
06121 Perugia (onofri@unipg.it)*

INTRODUZIONE

L'Occhione *Burhinus oedicnemus* è una specie di rilevante interesse conservazionistico a causa del declino numerico evidenziato in gran parte della sua area di distribuzione (Birdlife International, 2004; IUCN, 2008).

L'Italia, con gli altri Paesi mediterranei, è particolarmente interessata da un trend negativo delle popolazioni indotto tra l'altro dalle particolari esigenze di habitat che la specie mostra sia in periodo riproduttivo che per lo svernamento.

Gli individui di questa specie non costruiscono un vero e proprio nido ma depongono le uova in una leggera depressione del terreno tra sassolini e piccoli frammenti di conchiglie. Generalmente depone 2 uova, raramente 3, di colore bianco-gialliccio con fitte macchie e zig-zag bruni, così simili al substrato su cui vengono deposte che è assai difficile scorgerele. Indagini ecologiche e comportamentali sono state avviate su una delle più interessanti popolazioni siciliane di questa specie nella penisola di Magnisi (SR) (Grasso & Ientile, 2001) allo scopo di caratterizzare i siti di nidificazione e di valutarne le interrelazioni con il contesto floro-vegetazionale (Spena e Grasso, 2009).

AREA DI STUDIO

La penisola di Magnisi (1,13 km²), localizzata nella costa orientale della Sicilia, ricade nei comuni di Priolo Gargallo (SR) e di Siracusa; è costituita da un affioramento di rocce carbonatiche massive, biocostruite, essenzialmente calcari algali (rodoliti) e ha forma rettangolare con i lati lunghi, paralleli alla costa, di circa 2 km e quelli corti di circa 1 km (Fig. 1).

La sua forma ed il suo perimetro riflettono un controllo tettonico esercitato da faglie ad andamento NNW-SSE che fanno parte del grosso sistema, prevalentemente sommerso, della scarpata Ibleo-Maltese. La penisola di Magnisi o *Thapsos*, situata tra i



Fig. 1. Penisola di Magnisi (SR) (fonte: www.sitr.regione.sicilia.it).

golfi di Augusta e Siracusa, è collegata alla terraferma da un sottile tombolo (qualche decina di metri) costituito da sabbie carbonatiche e calcareniti pleistoceniche. Dal punto di vista morfologico l'area mostra una superficie piatta che raggiunge la quota massima di 20 m s.l.m.. Tale morfologia piatta è dovuta principalmente all'abrasione marina cui è stata soggetta l'area durante le variazioni eustatiche succedutesi nell'era Quaternaria e dovute all'alternanza dei periodi glaciali-interglaciali. Nell'area, sino ai primi anni '50, si praticavano sia l'agricoltura, con la coltivazione di grano ed orzo, sia l'allevamento bovino e caprino; successivamente non è stata più esercitata l'agricoltura ma soltanto l'attività di pascolo che permane sino ad oggi (sono presenti circa 400 tra ovini e bovini allo stato semi-brado). Dagli anni '60, l'area è interessata da un forte sfruttamento industriale per la presenza del polo di Priolo-Augusta; oggi, sulla penisola insistono un pontile dell'ENI ed una discarica di cenere di pirite.

MATERIALI E METODI

Al fine di elaborare un adeguato piano di conservazione di *Burhinus oedicephalus* nell'area soggetta a forti pressioni antropiche, a partire dal 1999 è stato avviato il monitoraggio della popolazione (Grasso & Ientile, 2001).

Lo studio per la caratterizzazione dei siti di nidificazione ha preso avvio nella stagione riproduttiva 2007 e sono stati monitorati 70 nidi: 15 nell'anno 2007, 27 nel 2008 e 28 nel 2009.

L'indagine è stata condotta a scale differenti; ha interessato sia i siti di nidificazione (microhabitat) che tutta la penisola di Magnisi (macrohabitat).

Per la caratterizzazione del macrohabitat si è proceduto all'analisi delle tipologie di vegetazione in relazione agli aspetti geo-morfologici, pedologici e al campo d'influenza dell'aerosol marino, dalla costa verso le aree più interne.

Per ciascun microhabitat è stato effettuato, per una superficie di 36 m², il rilievo plano-altimetrico in campo, acquisendo dei punti nel numero necessario a rappresentare il terreno e gli elementi significativi per la restituzione grafica e l'elaborazione (tramite algoritmi di interpolazione) dei dati rilevati per la produzione del modello digitale del terreno (DTM); in parallelo è stata realizzata la georeferenziazione, mosaicatura e fotointerpretazione di foto ad alta risoluzione di tratti del terreno.

La copertura vegetale attorno ai nidi è stata analizzata ed interpretata utilizzando sia il metodo fitosociologico classico (Braun-Blanquet, 1964), volto alla descrizione delle fitocenosi presenti, sia il sistema di rilevamento mediante transetto lineare per la determinazione della distribuzione dei tipi di vegetazione in funzione delle variazioni morfologiche plano-altimetriche del terreno.

I rilievi fitosociologici sono stati eseguiti su superfici di 1 m² con al centro la coppetta nido (Fig. 2); il campionamento ha fornito informazioni sulla flora (elenco delle specie), sull'altezza media della vegetazione e sulla copertura delle singole specie, utilizzando una scala a 6 valori (+ = < 1%, 1 = 1-10%, 2 = 11-25%, 3 = 26-50%, 4 = 51-75%, 5 = 76-100%).



Fig. 2. Quadrato utilizzato per il rilievo fitosociologico.

I rilievi mediante transetti lineari (7 m) sono stati realizzati, partendo dalla coppetta nido lungo le seguenti direttrici: N, NE, E, SE, S, SO, O, NO (Fig. 3).

In coincidenza dell'individuazione di un nido si è proceduto alla scelta a random di un falso sito di nidificazione ("falso nido") che è stato trattato con le stesse metodologie applicate ai nidi.

I dati acquisiti (rilievi fitosociologici e transetti) sono stati sottoposti ad analisi di regressione logistica, per stabilire quali delle variabili in studio permettessero la miglior discriminazione tra nidi e "falsi nidi". L'analisi è stata preceduta da valutazioni preliminari volte a scegliere il miglior set di variabili predittive, in modo da evitare problemi di multicollinearità (contemporanea presenza nel modello di variabili altamente correlate) e soddisfare criteri di parsimonia.

RISULTATI

I rilievi della vegetazione effettuati sia nell'intorno del nido che su altre superfici del macrohabitat, omogenee per fisionomia, ci hanno permesso di identificare le comunità vegetali che caratterizzano la penisola e i siti di nidificazione.

Il macrohabitat è contrassegnato da una vegetazione a mosaico rappresentata da aspetti di vegetazione alo-rupicola, frammenti di vegetazione psammofila, aspetti di vegetazione terofitica, comunità ad erbe perennanti (praterie steppiche), formazioni a gariga, aspetti di vegetazione con caratteristiche nitrofile e sub-nitrofile. Dei di-



Fig. 3. Rilievo mediante transetto lineare (direttrice NE).

versi tipi di vegetazione rilevati, alcuni interessano ampi tratti della penisola mentre altri risultano più localizzati o addirittura puntiformi. Lungo la costa rocciosa si rinviene una vegetazione caratterizzata da *Limonium syracusanum* Brullo e *Crithmum maritimum* L. ascrivibile ai *Crithmo-Limonietaea*. Nei tratti pianeggianti, dove si accumula un sottile strato di terriccio, si insedia una micro-vegetazione effimera dominata da piccole graminacee annuali che, laddove lo strato di suolo diviene ancor più sottile, viene sostituita dal *Thero-Sedetum caerulei* (*Stipo-Trachynietaea distachyae*). Quest'ultima è caratterizzata dalla dominanza di piccole terofite succulente a fioritura primaverile. Nelle stazioni con estesi affioramenti rocciosi si afferma una vegetazione a graminacee cespitose fisionomicamente contraddistinta da *Dactylis glomerata* L. ssp. *hispanica* (Roth) Nyman e *Hyparrhenia hirta* (L.) Stapf, fitosociologicamente ascrivibile ai *Lygeo-Stipetea*. Gli affioramenti calcarei più vicini alla costa ospitano lembi di gariga a *Corydorthymus capitatus* (L.) Rchb.. I siti più antropizzati sono contraddistinti da cenosi a carattere steppico dell'*Hordeion leporini* (*Stellarietea mediae*).

L'analisi di regressione logistica, in via preliminare, ha mostrato che i siti interessati dalle coppette nido sono discriminati dalla presenza di vegetazione tero-xerofitica, a ciclo biologico brevissimo, dominata da vari *Sedum* (*S. caeruleum* L., *S. caespitosum* (Cav.) DC., *S. rubens* L.). Questa vegetazione, frequente ove il suolo non raggiunge più di 1 cm di spessore, viene sostituita, con l'aumentare dello strato di terriccio, da una fitocenosi a terofite dove prevalgono graminacee annuali (*Stipa capensis* Thunb., *Aira caryophyllea* L. ssp. *caryophyllea*) e *Trifolium* spp.. Le superfici interessate da questi particolari aspetti di vegetazione, in genere poco estese, si intercalano ad affioramenti di roccia calcarea e a corridoi di suolo nudo con piccoli elementi litici sparsi.

Diversamente, i "falsi nidi" sono discriminati dalla prevalenza di tipologie di vegetazione ad elevato ricoprimento e altezza, dalla scarsità di spazi aperti, dalla presenza di affioramenti calcarei con inclinazioni che favoriscono il ruscellamento o da depressioni soggette a ristagno d'acqua.

CONCLUSIONI

Le metodologie di indagine adottate hanno consentito di caratterizzare i siti scelti per la nidificazione e conseguentemente di identificare, nel contesto della penisola, le aree potenzialmente idonee e non.

La frequenza dei siti idonei, nel mosaico di diversità biologica che contraddistingue la penisola durante il lungo periodo riproduttivo dell'Occhione, va accrescendosi per l'aumento delle superfici a scarsa e rada copertura vegetale; ciò in conseguenza del rapido turnover della fisionomia stagionale delle fitocenosi a terofite e, a partire dal mese di giugno, del calpestio dei residui vegetali da parte di bovini ed ovini, presenti sulla penisola allo stato semibrado.

Le conoscenze acquisite risulteranno fondamentali ai fini di un adeguato piano di conservazione dell'Occhione nella penisola di Magnisi.

Summary

The Eurasian Stone-curlew: nesting sites and interrelationship with local flora
Starting from 2007, we investigated the characteristics of the reproductive habitat of the Eurasian Stone-curlew *Burhinus oedicephalus* from the Magnisi peninsula (Syracuse, Sicily). The ground cover was analysed by classical phytosociological and linear transect methods. Nesting sites are characterized by fast-growing wild flowering annuals of light ground cover of *Stipa capensis* or *Aira caryophyllea* predominantly interspersed with calcareous outcrops and strips of bare earth dotted with stones. On the other hand, control sites ('false nests') are found among dense tall ground cover with few open spaces and calcareous outcrops with a tendency to rivulets or puddles. The acquired data are useful for defining an adequate conservation plan for the Stone-curlew in the Magnisi peninsula.

BIBLIOGRAFIA

- Arrigoni Degli Oddi E., 1929. Ornitologia Italiana. Ulrico Hoepli, Milano.
- Birdlife International, 2004. Birds in Europe population estimates, trends and conservation status, BirdLife International. BirdLife Conservation, Series N. 12, Cambridge.
- Braun-Blanquet J., 1964. Pflanzensoziologie. Springer Verlag, 3rd ed.. Wien-New York.
- Brichetti P. & Fracasso G., 2004. Ornitologia Italiana. Vol. II – Tetraonidae-Scolopecidae. Alberto Perdisa Editore, Bologna.
- Cramp S. & Simmons K.E.L., 1983. Handbook of the birds of Europe the Middle east and North Africa. Vol. III. Oxford Univ. Press, Oxford.
- Del Hoyo J., Elliot A., Sargatal J. (eds), 1996. Handbook of the Birds of the World. Vol. III. Lynx Edicions, Barcellona.
- Giunchi D., Pollonara E., Baldaccini N.E., 2001. Comportamento spaziale degli occhioni (*Burhinus oedicephalus*) nidificanti nel Parco del Taro. XI Convegno Italiano Ornitologia, Avocetta, 25: 95.
- Giunchi D., Baldaccini N.E., Pollonara E., 2006. Aspetti della biologia riproduttiva dell'Occhione (*Burhinus oedicephalus*) in ambiente fluviale. Riassunti dei Contributi Scientifici del 67° Congresso Nazionale U.Z.I., Napoli.
- Grasso R. & Ientile R., 2001. Biologia riproduttiva dell'Occhione in ambiente rurale. XI Convegno Italiano Ornitologia, Avocetta, 25: 213.
- IUCN, 2008. 2008 IUCN Red List of Threatened Species (www.iucnredlist.org).
- Spina M. T., Grasso R., Pollonara E., Giunchi D., Baldaccini N.E., 2008. Indagini preliminari sulla biologia riproduttiva e sugli aspetti ecologici dell'Occhione (*Burhinus oedicephalus*) nella Penisola di Thapsos (Siracusa). Atti del XXXVII Congresso Nazionale Italiano di Biogeografia, Catania.
- Spina M. T. & Grasso R., 2009. Gli Occhioni della penisola di Thapsos (Sicilia): dalla gestione agropastorale allo sfruttamento industriale. In L'Occhione (*Burhinus oedicephalus*): Biologia e conservazione di una specie di interesse comunitario - Indicazioni per la gestione del territorio e delle aree protette. Conservazione e gestione della natura. Quaderni di documentazione, Vol. 7: 1-52. Parco Fluviale Regionale del Taro.

L'ANALISI DI DETTAGLIO DEI SITI DI NIDIFICAZIONE DI *Burhinus oediconemus*: IL CONTRIBUTO DELL'INTERPRETAZIONE DI DATI GEOMORFOLOGICI

MARIA TERESA SPENA⁽¹⁾, ANTONIA CRISTAUDO⁽²⁾, MARCELLO DIMARTINO⁽³⁾
& ROSARIO GRASSO⁽¹⁾

⁽¹⁾ *Dipartimento di Biologia Animale, Università di Catania – Via Androne, 81 – 95124 Catania
(marisaspena@hotmail.com); rosagra@unict.it*

⁽²⁾ *Dipartimento D.A.C.P.A., Sez. Biologia ed Ecologia Vegetale, Università di Catania
Via Valdisavoia, 5 – 95123 Catania (acristau@unict.it)*

⁽³⁾ *Studio Mapping – Via Risorgimento, 53 – 97100 Ragusa (marcello.dimartino@studiomapping.it)*

INTRODUZIONE

Dall'anno 1999 è stato avviato un progetto di ricerca sulla popolazione di *Burhinus oediconemus* nidificante nella penisola di Magnisi. È una delle più interessanti in territorio siciliano e costituisce un unicum nel panorama nazionale per la sua contestualizzazione ecologica. Al fine di comprendere quali elementi possano guidare la scelta del sito di nidificazione, è stata studiata l'ubicazione del nido in relazione all'orografia immediatamente circostante (inclinazione dei micro versanti ed andamento morfologico) analizzandone in dettaglio le componenti plano-altimetriche.

I dati qui esposti rappresentano un resoconto preliminare e si riferiscono ad un nido il cui accertamento è avvenuto il 15 aprile 2008 (Spena e Grasso, 2009).

AREA DI STUDIO

La penisola di Magnisi, situata nel golfo di Augusta (Sicilia Sud-Orientale), nota con la denominazione di Thapsos (approdo sicuro), rappresenta un'area di inestimabile valore archeologico e naturalistico. L'intera zona è costellata dalle testimonianze della civiltà preistorica e protostorica di Thapsos (XV-IV a. C.): necropoli a grotticelle e fondamenta delle abitazioni del primo villaggio organizzato conosciuto in Sicilia.

La penisola è collegata alla terraferma da un tombolo di sabbie carbonatiche e calcareniti pleistoceniche. I calcari organogeni che la costituiscono fanno parte di un'estesa piattaforma carbonatica di mare basso, di età infra-mediomiocenica che si è instaurata su una vasta area degli Iblei orientali dalla zona di Noto-Canicattini fino alla zona di Augusta-Brucoli. La sedimentazione organogena si è impostata su un'area che aveva subito in precedenza un'evoluzione tettonico-sedimentaria molto complessa, accompagnata da fasi tettoniche, locali emersioni e vulcanesimo.

La sedimentazione carbonatica, che si è svolta successivamente a queste fasi deformative, ha caratterizzato un periodo (da circa 16 a 8 Ma) di quiescenza tettonica e vulcanica dell'area. L'appoggio delle calcareniti algali affioranti è discordante su vari termini del substrato.

Magnisi e l'adiacente Riserva Naturale Orientata "Saline di Priolo", che costituisce l'ultimo lembo di un'ampia zona umida tra Priolo Gargallo e Marina di Melilli (SR), sono importanti luoghi di sosta durante il periodo delle migrazioni lungo le coste della Sicilia orientale.

MATERIALI E METODI

Si è proceduto ad una analisi di dettaglio dei siti di nidificazione dal punto di vista geomorfologico.

Per ciascun sito sono stati effettuati il rilievo plano-altimetrico e quello fotografico per una superficie di 36 m² nell'intorno della coppetta nido, adoperando una griglia quadrata suddivisa in 60 rettangoli (dieci colonne per sei righe) dimensionati in funzione dell'obiettivo della fotocamera. La struttura a griglia si è resa indispensabile per avere i punti di riferimento in fase di mosaicatura e un range definito di risoluzione. Nella stessa area sono state analizzate anche le tipologie di vegetazione.

Per il rilievo plano-altimetrico sono stati utilizzati un clinometro ed una rotella metrica e presi in considerazione tutti quei punti morfologicamente rilevanti (depressioni, salti di quota, etc.), così da restituire la superficie esaminata nel modo più accurato possibile.

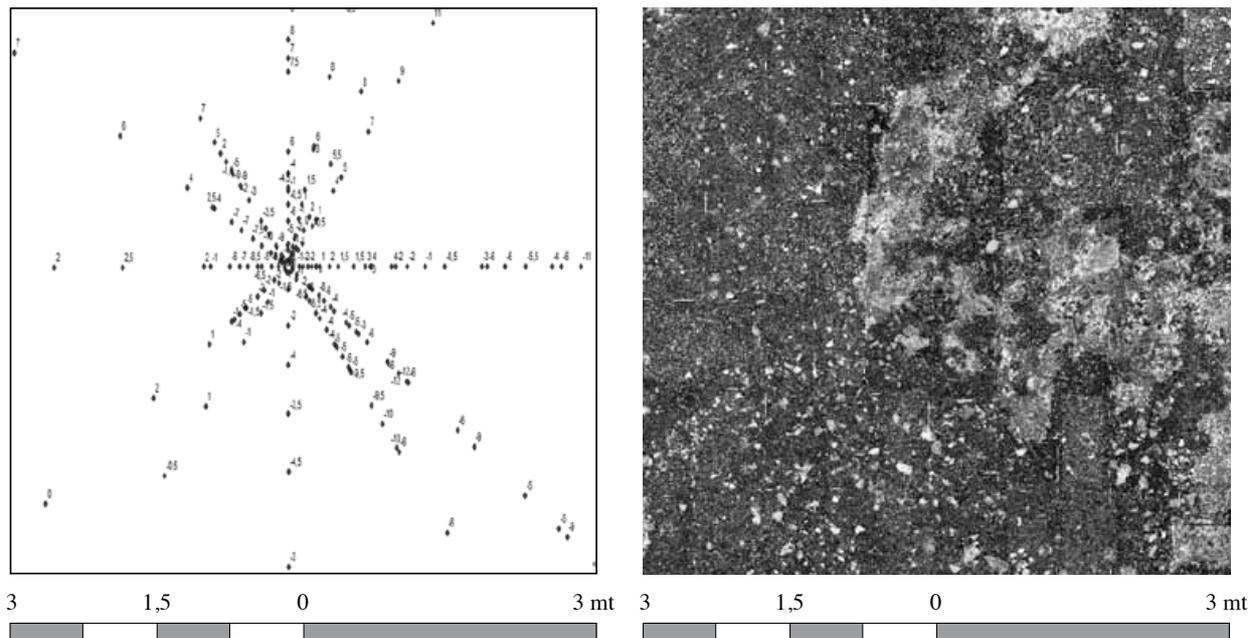
Con una fotocamera Nikon D200, posizionata orizzontalmente alla superficie del suolo e ad un'altezza di 1,30 m ca., sono stati scattati 60 fotogrammi, con una sovrapposizione tra le foto di circa il 10%.

I dati plano-altimetrici rilevati sul campo come coordinate polari, sono stati riportati in forma tabellare e trasformati in coordinate cartesiane georeferenziate secondo il sistema di riferimento Gauss Boaga, con lo scopo di restituire graficamente i punti in automatico tramite uno strumento del software (Add x y data) che genera uno shapefile di punti (Fig. 1a).

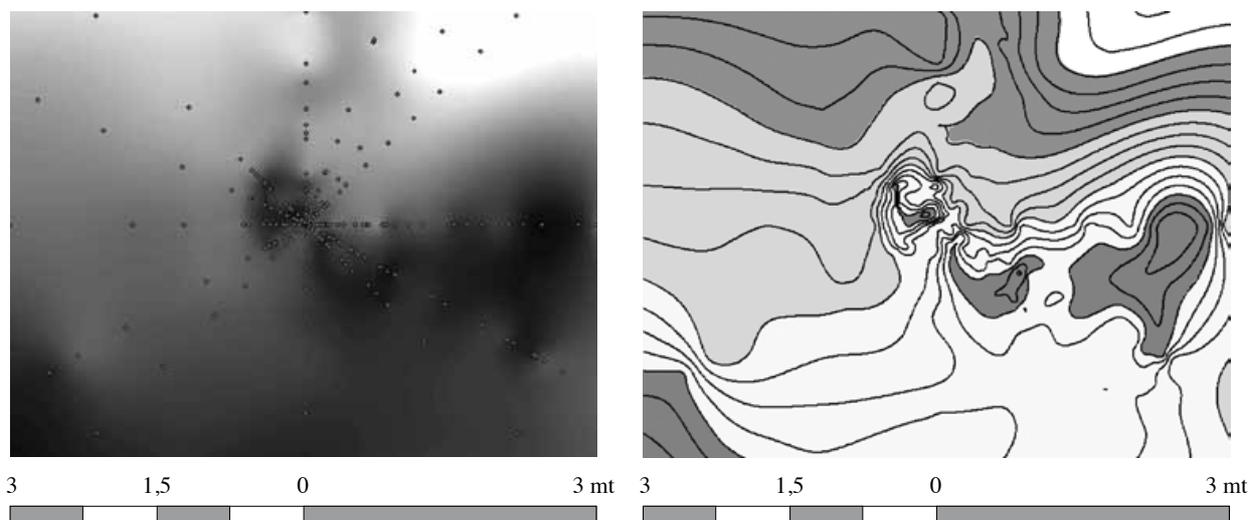
Le foto sono state mosaicate mediante georeferenziazione di ogni singolo fotogramma (tool georeferencing del software ArcGis 9.3) e, una volta ottenuta l'immagine totale dell'area presa in considerazione, è stata effettuata un'esportazione in formato jpg georeferenziato (Fig. 1b).

Il file di punti è stato elaborato dal software ArcGis con il sistema di strumenti Arc-Toolbox mediante il comando "Topo to Raster". Questo interpolatore, basato su una ricerca condotta da Hutchinson (1988), interpola una superficie idrologicamente corretta a partire da punti, linee e poligoni che hanno attributi di elevazione. L'algoritmo utilizza il principio secondo il quale l'acqua è la forza erosiva primaria, poiché influenza e determina più di ogni altra forza l'andamento morfologico dei terreni che risultano essere delle strutture di drenaggio connesse con massimi (cime) e minimi (fessure "sink"). Come vincoli, vengono quindi inserite, nel processo di interpolazione, delle regole basate su queste conoscenze.

Il modello digitale del terreno (D.T.M.) (Fig. 2a) è la base sulla quale sono state elaborate le analisi sull'altimetria e quelle idrologiche. Per quanto riguarda l'altimetria, è stata utilizzata l'estensione di ArcGis "Spatial analyst". In prima istanza sono state



Figg. 1a-b. Restituzione grafica dei punti rilevati e mosaicatura delle foto georeferenziate.

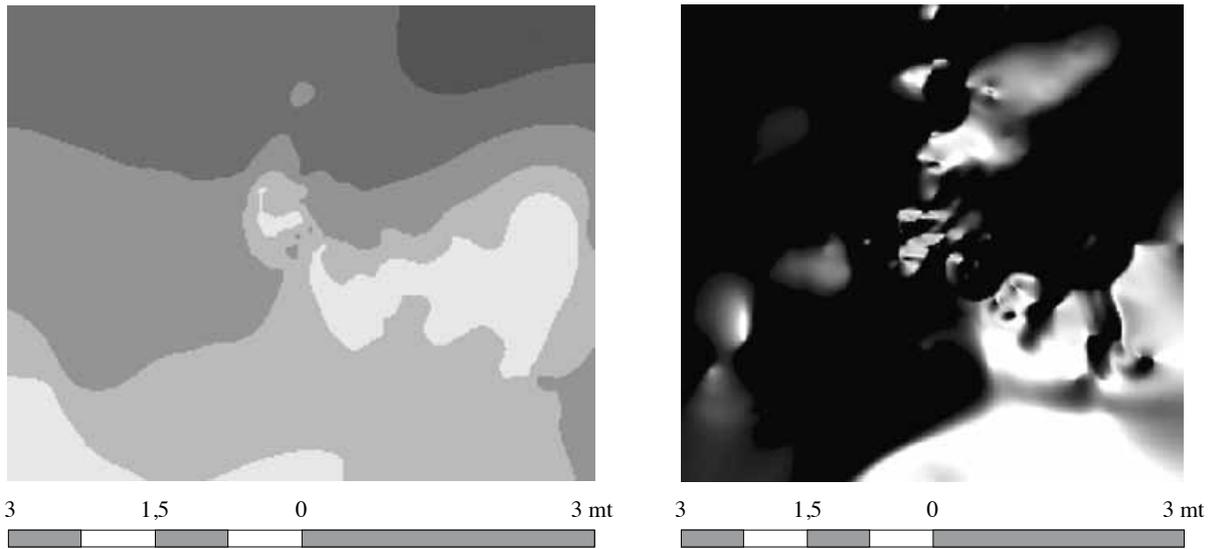


Figg. 2a-b: Modello digitale del terreno (D.T.M.) e curve di livello.

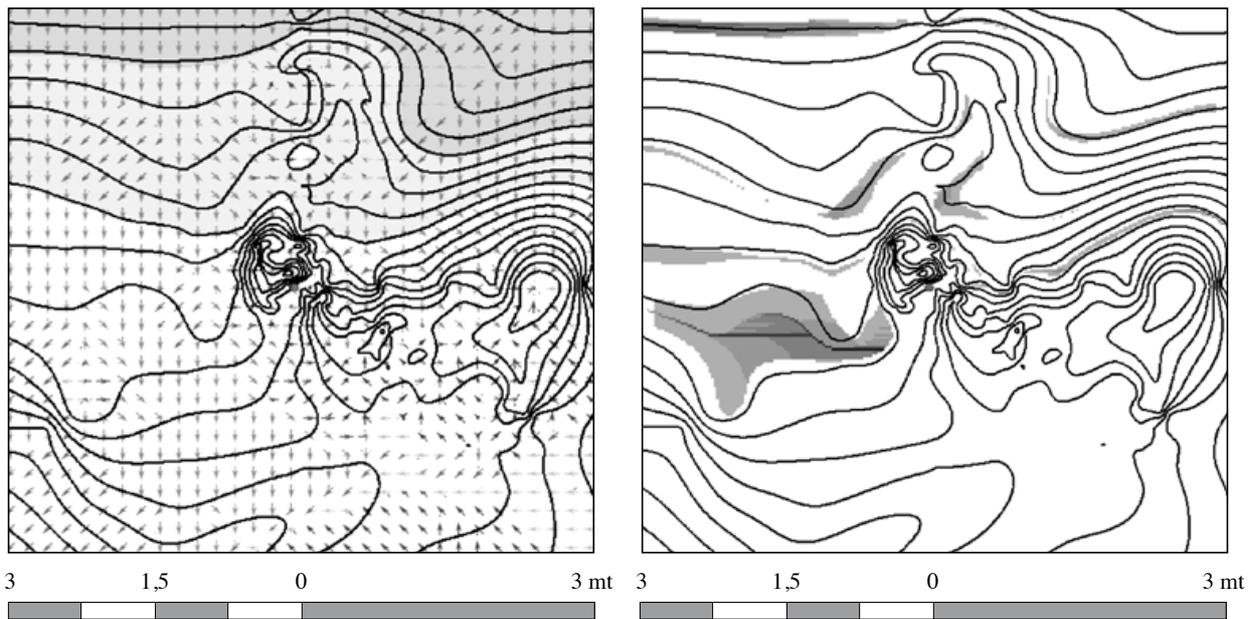
generate le curve di livello tramite il menu “Surface analysis” e lo strumento “Contour” con un intervallo di quota di 2 cm (Fig. 2b).

Al fine di visualizzare l’andamento morfologico del terreno, evidenziando le zone caratteristiche dell’area presa in considerazione, è stato classificato il D.T.M. e tematizzato secondo 5 classi ottenute con il metodo degli intervalli naturali di Jenks (Fig. 3a).

Un’ulteriore analisi dell’andamento morfologico dell’area presa in esame, è stata ef-



Figg. 3a-b: Classificazione e tematizzazione del D.T.M.; analisi dell'andamento morfologico dell'area mediante il comando "Hillshade".



Figg. 4a-b: "Flow Direction" e "Flow Accumulation".

fettuata mediante il comando "Hillshade" (Fig. 3b) che genera l'ombreggiatura evidenziando visivamente rilievi e depressioni.

Con l'estensione "Hydrology" ed il comando "Flow Direction" è stata determinata la direzione dei flussi (direzione di scorrimento dell'acqua) per ogni cella (pixel) (Fig. 4a), in direzione delle celle più vicine, secondo il percorso più ripido.

Inoltre, con il comando "Flow Accumulation" è stato possibile definire la quantità di

accumulo di acqua nelle celle (Fig. 4b). La gradazione di colore più scura evidenzia le celle (pixel) con più accumulo. Celle contigue con valori molto grandi corrispondono a quelle di scorrimento dell'acqua (canali, rivoli, etc.).

Sovrapponendo le foto mosaicate è stato possibile verificare e validare i risultati ottenuti dalle elaborazioni.

RISULTATI

Questo studio ha consentito di pervenire ad una prima visualizzazione delle peculiarità dei siti scelti dagli adulti per la nidificazione e per l'espletamento delle attività biologiche dei pulcini nelle prime ore di vita. Inoltre, la ricerca ha portato alla definizione delle peculiarità geomorfologiche che caratterizzano i siti di nidificazione.

La sovrapposizione di dati plano-altimetrici e le elaborazioni che hanno definito i comportamenti dei flussi d'acqua sul terreno, hanno permesso di definire e comprendere quali siano le variabili che condizionano la scelta del sito di nidificazione.

L'analisi dell'accumulo dell'acqua e della direzione dei flussi, ci ha permesso di rappresentare il sistema di scorrimento e comportamento delle acque meteoriche in un'area di 36 m².

I metodi di analisi dimostrano che, durante le precipitazioni, la coppetta nido non è interessata dall'accumulo di acqua né dal ruscellamento.

I protocolli e i criteri di monitoraggio adottati, i dati acquisiti ed opportunamente elaborati sono risultati idonei per la comprensione della biologia riproduttiva e dell'ecologia degli Occhioni della penisola di Magnisi.

Le tecniche di analisi ed elaborazione dei dati, implementati su una piattaforma GIS, introducono nuove prospettive per il monitoraggio e lo studio di specie di interesse conservazionistico nonché per favorire la messa in atto delle migliori strategie di conservazione.

Summary

A detailed analysis of the nesting sites of *Burhinus oedicnemus*: a geomorphological contribution

The Magnisi (Siracusa, Sicily) peninsula is home to one of the most significant populations of Stone Curlews in Sicily, which moreover, because of its ecology, is quite unique also at a national level. To understand what criteria guide nesting site choice, the immediate surroundings of nest locations (e.g., slope inclination, morphological trend) were studied in detail, especially their altimetric components. GIS technology provided altimetric data to create a digital model of soil. ArcGis (ESRI) software provided the geomorphological data through 'TopoToRaster' interpolation which uses elevation attributes to create an area hydrologically correct. 'Flow Direction' algorithm is applied to the digital soil model to determine the water flow and 'Flow Accumulation' algorithm in order to calculate water quantity. The logical basis for the algorithms is that, since water is the primary source of erosion, it is most responsible for any geomorphological trends. The methods of analysis provided the

direction and accumulation of rain water around the nests showing that they are untouched either by rainfall or by rivulets. We collected data regarding the characteristics of sites used by *Burhinus oedicephalus* for nesting and for caring newly-hatched chicks.

BIBLIOGRAFIA

- Brichetti P. & Fracasso G., 2004. Ornitologia Italiana. Vol. II - Tetraonidae-Scolopacidae. Alberto Perdisa Editore, Bologna.
- Cramp S. & Simmons K.E.L., 1983. Handbook of the birds of Europe the Middle east and North Africa. Vol. III. Oxford Univ. Press, Oxford.
- ESRIITALIA, 2007. Manuale per esperti e tecnici in sistemi informativi territoriali per l'attuazione del SITR del SIRA e del SIF.
- Giunchi D., Pollonara E., Baldaccini N.E., 2001. Comportamento spaziale degli occhioni (*Burhinus oedicephalus*) nidificanti nel Parco del Taro. XI Convegno Italiano Ornitologia, Avocetta, 25: 95.
- Giunchi D., Baldaccini N.E., Pollonara E., 2006. Aspetti della biologia riproduttiva dell'Occhione (*Burhinus oedicephalus*) in ambiente fluviale. Riassunti dei Contributi Scientifici del 67° Congresso Nazionale U.Z.I., Napoli.
- Grasso R. & Ientile R., 2001. Biologia riproduttiva dell'Occhione in ambiente rurale. XI Convegno Italiano Ornitologia, Avocetta, 25: 213.
- Hutchinson M. F., 1988. "Calculation of hydrologically sound digital elevation models." Third International Symposium on Spatial Data Handling: International Geographical Union. Columbus.
- Spina M. T., Grasso R., Pollonara E., Giunchi D., Baldaccini N.E., 2008. Indagini preliminari sulla biologia riproduttiva e sugli aspetti ecologici dell'Occhione (*Burhinus oedicephalus*) nella Penisola di Thapsos (Siracusa). Atti del XXXVII Congresso Nazionale Italiano di Biogeografia, Catania.
- Spina M. T. & Grasso R., 2009. Gli Occhioni della penisola di Thapsos (Siracusa): dalla gestione agropastorale allo sfruttamento industriale. In L'Occhione (*Burhinus oedicephalus*): Biologia e conservazione di una specie di interesse comunitario - Indicazioni per la gestione del territorio e delle aree protette. Conservazione e gestione della natura. Quaderni di documentazione, Vol. 7: 1-52. Parco Fluviale Regionale del Taro.

**UN MODELLO DI DISTRIBUZIONE E IDONEITÀ AMBIENTALE
DI UNA SPECIE STEPPICA IN PERICOLO:
L'OCCHIONE *Burhinus oedicnemus***

STEFANO TRIOLO⁽¹⁾, DANIELA CAMPOBELLO & MAURIZIO SARÀ

*Dipartimento di Biologia Animale "G. Reverberi", Università degli Studi di Palermo
Via Archirafi, 18 – 90123 Palermo (geronimo1982@hotmail.it)⁽¹⁾*

INTRODUZIONE

L'Occhione *Burhinus oedicnemus* è una specie terricola di elevato interesse naturalistico e a forte priorità di tutela tipica di zone coltivate aperte, di steppe pascolate semi-aride o aride. In Italia, le comunità più cospicue sono probabilmente concentrate nella Piana di Gela e di Catania e nelle fasce collinari circostanti (Ientile e Massa, 2008). Nonostante il suo status sfavorevole, tuttavia, l'Occhione è stato studiato ampiamente in habitat marginali della sua distribuzione (Green et al., 2000), mentre, laddove è più comunemente distribuito, sono stati condotti dei censimenti per valutare la consistenza numerica delle sue popolazioni (Mascara e Sarà, 2007).

Dato che è possibile elaborare adeguate ed efficienti misure di conservazione solo ottenendo informazioni molto dettagliate sulle caratteristiche ecologiche della specie, attraverso l'analisi della nicchia ecologica e l'elaborazione di un modello di distribuzione, implementata da supporti GIS, obiettivi del presente lavoro sono stati: i) determinare le preferenze e l'ampiezza di nicchia dell'Occhione nella Piana di Gela riguardo ad una serie di variabili ambientali, ii) classificare l'area di studio in categorie di idoneità diversa per la specie.

AREA DI STUDIO

La Piana di Gela rappresenta la seconda più estesa ed importante pianura della Sicilia e dell'Italia Meridionale. Inclusa nell'IBA 166 "Biviere e Piana di Gela" affidata a LIPU BirdLife Italia (Brunner et al., 2004), all'interno di essa si trovano un'area ZPS (ITA050001, Biviere e Macconi di Gela) ed un'area SIC (ITA050011, Torre Manfrà). Attualmente la superficie territoriale del SIC/ZPS della Piana di Gela rappresenta una delle zone agricole più importanti della Sicilia che, data la scarsità delle precipitazioni, possiede un mosaico di habitat pseudo-steppici e aridi, ideali per la distribuzione e la nidificazione dell'Occhione. La sua densità in periodo di riproduzione, è stata stimata in circa 2,8 ind/100 ha (Mascara e Sarà, 2007). Lo studio è stato realizzato in un'area di studio composta da 4 sistemi-campione di 125 ± 21 ha (media \pm SD) (min-max: 91-147 ha) e situati ad una distanza di circa 2 km l'uno dall'altro. I sistemi sono stati prima suddivisi in particelle di diverse dimensioni in base ai confini catastali presenti tra i diversi campi, riscontrabili mediante foto satellitari ottenute tramite il software Google-Earth quindi, durante apposite visite, è

stato rilevato l'utilizzo del suolo di ciascuna particella. È stata infine segnata l'eventuale presenza di case, tratturi e piste di servizio all'interno o in corrispondenza del limite delle particelle.

MATERIALI E METODI

La presenza dell'Occhione è stata rilevata utilizzando il metodo della conta diretta (Bibby et al., 2000), durante escursioni a piedi di 2-3 operatori. Nel periodo giugno-agosto 2007 e 2008 sono stati effettuati 4 rilevamenti per ciascun sistema, la cui durata (media \pm ds: $3,5 \pm 0,5$ ore) è stata comunque subordinata all'estensione, accessibilità e possibilità di osservazione. L'esatta posizione dei singoli individui nell'area di studio è stata individuata tramite la creazione di una griglia GIS.

Tramite l'utilizzo del software ArcMap 9.2 (ESRI) gli usi del suolo e la presenza di piste o case sono stati inseriti in un database georeferenziato che ha permesso l'elaborazione di una serie di raster GIS costituiti da celle di 10×10 m necessari per l'estrapolazione delle variabili prese in considerazione nella costruzione del modello (Tab.1). Dai raster GIS sono state sottratte le celle corrispondenti ai fiumi e alle serre, ottenendo un totale di 49020 celle utili per lo studio; infine i raster sono stati convertiti in mappe di tipo IDRISI per le analisi di preferenza ambientale.

Attualmente esiste un gran numero di metodi per ottenere modelli di distribuzione, ma la maggior parte si basa su dati di presenza-assenza (Hirzel et al., 2002). Il rischio di tali metodi è quello di incorrere in errori d'omissione, cioè nella registrazione di false assenze. Queste sono comuni nel caso di dati incompleti (dati museali, cataloghi), di specie elusive (specie notturne, criptiche); o ancora nel caso di metapopolazioni soggette a dinamiche di estinzione e ricolonizzazione e di specie in rapida espansione come quelle invasive (Hirzel et al., 2002). Poiché l'Occhione è una specie molto criptica, per studiare il suo habitat e la sua distribuzione potenziale, si è deciso di utilizzare un modello basato esclusivamente su dati di presenza e in particolare è stata scelta l'Ecological Niche Factor Analysis (ENFA, Hirzel et al., 2002), già applicata in diversi studi (Hirzel et al., 2004); utilizzando il software Biomapper 4.0 (Hirzel et al., 2004).

ENFA, sulla base del modello del bastone rotto (*broken-stick*, Hirzel et al., 2002), estrae dalle variabili ambientali considerate in partenza dall'operatore, un numero limitato di fattori non correlati; inoltre quantifica preferenza e ampiezza di nicchia ecologica della specie attraverso gli indici di marginalità (M), specializzazione (S) e tolleranza (T) (Hirzel et al., 2004). La marginalità (0-1) misura quanto la distribuzione della specie differisce dalle condizioni medie presenti nell'area di studio, un valore $M = 1$ indica la massima preferenza per una caratteristica ambientale. La specializzazione ($1-\infty$) misura l'ampiezza della nicchia ecologica; poiché tale indice è di difficile interpretazione, si preferisce utilizzare il suo inverso, ovvero la tolleranza (0-1; $T = 0$ indica una nicchia ecologica molto stretta).

L'ENFA ha permesso di tracciare una mappa d'idoneità dell'habitat utilizzando la media armonica, l'algoritmo più adatto nel caso studiato, in cui il numero di osser-

	Factor 1¹ (18%)	Factor 2³ (28%)	Factor 3³ (20%)	Factor 4³ (10%)	Factor 5³ (8%)	M	S	T
d_case	(-0,329) --- ²	(0,049) 0	(0,124) *	(-0,462) *****	(0,35) ***	0,329	7,986	0,125
d_piste	(-0,259) ---	(0,482) *****	(0,116) *	(-0,369) ****	(-0,254) ***	0,259	10,898	0,092
f_arato	(0,205) ++	(0,343) ***	(-0,332) ***	(-0,019) 0	(-0,228) **	0,205	9,438	0,106
f_carciofeti abbandonati	(-0,23) --	(0,299) ***	(-0,398) ****	(0,179) **	(-0,625) *****	0,230	13,173	0,076
f_carciofeti lavorati	(0,693) +++++++	(0,409) ****	(-0,425) ****	(0,102) *	(-0,348) ***	0,693	14,977	0,067
f_campigrano	(-0,462) ----	(0,387) ****	(-0,663) *****	(0,587) *****	(-0,461) *****	0,462	17,003	0,059
f_incolti	(0,031) 0	(0,067) *	(-0,174) **	(0,095) *	(0,055) *	0,031	3,821	0,262
Totale						0,575	1,849	0,541

¹Indice di Marginalità: +/-: l'osservazione della specie è positivamente/negativamente correlata con la variabile ambientale; 0: non vi è relazione tra osservazione della specie e variabile ambientale. ²Un maggior numero di segni meno indica una correlazione positiva (preferenza per la vicinanza) nei confronti della variabile. ³Indici di Specializzazione. Più vicino a 1 è il valore assoluto, più ristretto è l'intervallo di condizioni ambientali disponibile per la specie. Maggiore è il numero di asterischi, più ristretta è la nicchia della specie.

Tab. 1. Variabili utilizzate nella costruzione del modello di distribuzione (*d* = distanza, *f* = frequenza nel raggio di 50 m). Sono mostrati gli indici di marginalità (*M*) e specializzazione (*S*) e di tolleranza (*T*) in funzione dei 5 fattori ENFA e il contributo di ciascuna variabile rispetto agli indici. Il primo fattore spiega il 100% della marginalità, la specializzazione è indicata da tutti i fattori in base alla percentuale mostrata fra parentesi.

vazioni è relativamente basso e ad ogni osservazione è stato attribuito un uguale peso per la costruzione del modello (Hirzel et al., 2002). La robustezza del modello è stata testata tramite una procedura di *cross-validation* (Boyce et al., 2002): l'area dei 4 sistemi-campione è stata suddivisa in maniera random in quattro partizioni geograficamente non sovrapposte; di volta in volta tre partizioni sono state utilizzate per calcolare un modello d'idoneità dell'habitat e la quarta è stata utilizzata per convalidarlo. Tale procedimento è stato ripetuto quattro volte, omettendo a turno ognuna delle partizioni. In questo modo sono state prodotte quattro differenti mappe d'idoneità dell'habitat; il confronto e l'analisi della loro fluttuazione statistica ha permesso di calibrare il modello e di valutarne la robustezza. Infine, ogni mappa è stata rielaborata in base a tre classi di idoneità ed è stato calcolato il numero di osservazioni compreso in ogni classe. Il modello possiede una buona capacità predittiva se aree

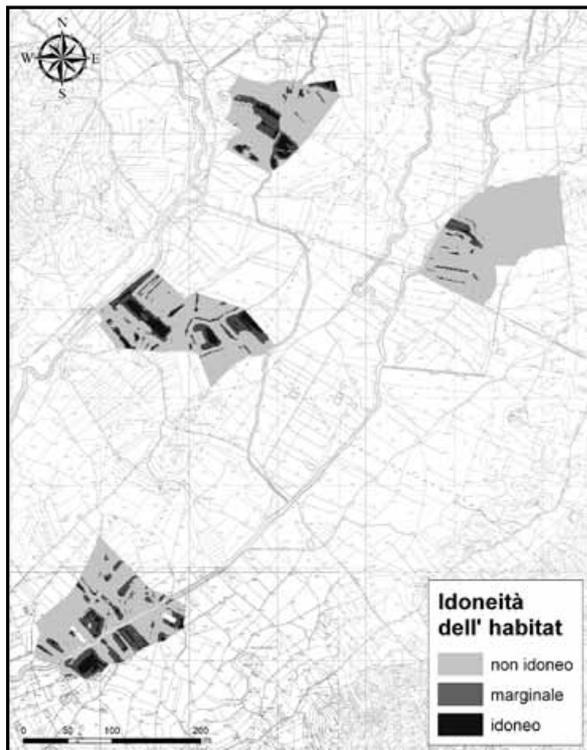


Fig. 1. Idoneità dell'habitat dell'Occhione nella Piana di Gela. L'habitat ottimale della specie rappresenta il 5,3% dell'intera area di studio (i.e. 26,4 dei 499 ha; cfr. tab. 2).

leranza pari a 0,54 (Tab. 1), indicando, in generale, una distribuzione della specie basata su valori medi sia di preferenza ambientale che di ampiezza della nicchia ecologica. Analizzando i coefficienti di ogni variabile, si evincono correlazioni positive statisticamente significative che indicano che l'Occhione preferisce i campi di carciofo raccolti e lavorati con leggera fresatura per le successive coltivazioni e i campi arati dopo la mietitura. Al contrario, i coefficienti negativi indicano che la presenza della specie è inversamente proporzionale alla frequenza di campi di grano e di carciofi non raccolti (e quindi non fresati), mentre è direttamente proporzionale alla presenza di case e piste di servizio (un coefficiente negativo di marginalità associato a una variabile di distanza indica la tendenza della specie a preferire minori distanze dalla stessa). Coerentemente, i valori più piccoli di T, oltre che alla frequenza di campi di grano, sono associati sia alla frequenza dei carciofeti lavorati che a quelli abbandonati, indicando una minore dimensione della nicchia della specie rispetto a questi usi del suolo.

Sulla base di tali parametri, è stata rielaborata la mappa di distribuzione dell'Occhione nelle 3 classi di diversa idoneità ambientale (Fig. 1). Nonostante, la distribuzione assoluta delle osservazioni degli individui appaia omogenea nelle 3 classi (bassa idoneità: 27 celle; media idoneità: 25 celle; alta idoneità: 26 celle), la mag-

a bassa idoneità (*non idonee*) hanno una frequenza di individui bassa (inferiore a 1) ed aree ad alta idoneità (*idonee*) possiedono una frequenza alta (uguale o superiore a 1), con un aumento monotonicamente nelle aree intermedie (*marginale*). La monotonicità della curva è stata misurata valutando il coefficiente di Boyce (Boyce et al., 2002; Hirzel et al., 2004); tanto più il suo valore si avvicina all'unità, maggiore è l'accuratezza e la capacità predittiva del modello.

RISULTATI

Sulla base degli 81 individui osservati (24 coppie, 25 adulti e 8 giovani), e delle 11 variabili di uso del suolo, i fattori statisticamente significativi per le analisi successive sono risultati 5, ed hanno spiegato il 92% della distribuzione della specie (100% della marginalità e 84% della specializzazione). Il coefficiente totale di marginalità è risultato pari a 0,57 mentre il coefficiente totale di tolleranza pari a 0,54 (Tab. 1),

giore percentuale di osservazioni ricade all'interno delle zone a più alta idoneità (1%) e ciò rappresenta una conferma della bontà del modello. La sua buona accuratezza è supportata inoltre dall'elevato valore dell'indice di Boyce ($B = 0,78 \pm 0,17$).

CONCLUSIONI

L'Occhione della Piana di Gela è distribuito secondo particolari preferenze ambientali di alcune precise variabili ecologiche che determinano una nicchia ecologica particolarmente ristretta. In particolare, la specie è legata ai campi arati e ai carciofi coltivati e sottoposti a leggera fresatura. La possibile spiegazione di tale preferenza potrebbe dipendere dai vantaggi conferiti dalla presenza di suolo nudo e di vegetazione particolarmente bassa, dove migliora la capacità di individuare le prede al suolo, aumenta il campo visivo al momento della cova, è possibile individuare più facilmente i possibili predatori ed infine, è assicurato un maggiore mimetismo che fa diminuire il tasso di predazione (Martin e Katzir, 1994). L'Occhione ha inoltre mostrato una correlazione negativa rispetto alla presenza di campi di grano e di carciofi abbandonati e quindi senza superfici di suolo nudo formate dalle arature e fresature ed inoltre equivalenti alle particelle caratterizzate da vegetazione medio-alta e densa, in accordo con quanto rilevato Green et al. (2000). La distribuzione degli individui, infine, sembra essere condizionata positivamente dalla presenza di case rurali e piste e strade di servizio, risultato diverso da quello ottenuto da Green et al. (2000), che riportano come le dimensioni della popolazione tendono a diminuire nei 3 km intorno alle strade principali. Nella Piana di Gela, piste e strade di servizio sono utilizzate periodicamente durante i periodi di coltivazione dei terreni, e hanno quindi un traffico veicolare limitato ad alcune ore del giorno e stagioni. Inoltre, lungo i bordi di vegetazione ruderale delle case e delle strade si ridurrebbe il rischio di distruzione delle uova (2 nidi trovati lungo i bordi) durante le fresature e arature. Per tali motivi, tuttavia ancora da approfondire, si potrebbe avere la preferenza positiva per questi elementi ambientali.

Questo studio ha permesso di quantificare i requisiti ecologici di una specie vulnerabile grazie all'uso di un modello basato su dati di sola presenza e, soprattutto, su variabili di uso del suolo rigorosamente individuate nel territorio di distribuzione della popolazione oggetto di studio. Da un punto di vista metodologico, infatti, l'integrazione delle cartografie digitali, disponibili a livello regionale o nazionale, con classificazioni puntuali e desunte sul campo, ha permesso una migliore rappresentazione dell'habitat effettivamente disponibile alla specie. Uno sviluppo del presente studio potrebbe mostrare altre preferenze della specie, o disturbi cui è sottoposta, sia incrementando il numero di osservazioni e l'area di studio, che prendendo in considerazione l'attività di pascolo e incendio delle stoppie o l'utilizzo di biocidi e fertilizzanti, in modo da quantificare l'impatto antropico.

Ringraziamenti. Lavoro svolto con il finanziamento dei fondi di Ateneo ex-60% per gli anni 2003, 2004 e 2007. R. Mascara per le preziose informazioni sulla popolazio-

ne di Occhione della Piana di Gela. C. Di Leo e D. Gaglio per l'aiuto sul campo. E. Giudice per l'alloggio offertoci nei locali della R.N.O. di Gela.

Summary

A distribution and suitability model of an endangered steppe species: the Stone curlew *Burhinus oedicephalus*

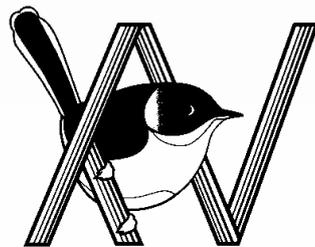
The Stone Curlew is a species included in the Italian Red List because of a significant decline of its populations recorded in the last 20 years. To identify the factors affecting a least concern species it is necessary to acquire information about its environmental preferences and niche width. We used an Ecological Niche Factor Analysis (ENFA) to elaborate a distribution model of the Stone Curlew in the Gela Plain and reclassify its habitat on 3 habitat suitability classes. The analysis was conducted on 11 land uses variables identified during repeated field surveys carried out in June-August 2007/2008 and that included distances from rural building and from secondary service roads, and frequencies of the land uses present in the study area. The ENFA showed that the Stone Curlew preferred areas characterized by low vegetation, such as harvested artichoke and tilled fields, while it avoided high vegetation covers, such as wheat and non harvested artichokes fields. At the same time, Stone Curlew showed a narrow niche relative to these ecological variables. The high robustness of the model was validated by Boyce indexes ($B = 0,78 \pm 0,17$).

BIBLIOGRAFIA

- Bibby C.J., Burgess N.D., Hill D.A. & Mustoe S.H., 2000. Bird Census Techniques, 2nd edition - Academic Press., London.
- Boyce M.S., Vernier P.R., Nielsen S.E. & Schmiegelow F.K.A., 2002. Evaluating resource selection functions. *Ecological Modelling*, 157: 281-300.
- Brunner A., Celada C., Rossi P. & Gustin M., 2004. Sviluppo di un sistema nazionale delle ZPS sulla base della rete delle IBA (Important Bird Areas) - <http://www.lipu.it/iba>.
- Green R.E., Tyler G.A. & Bowden C.G.R., 2000. Habitat selection, ranging behaviour and diet of the stone curlew (*Burhinus oedicephalus*) in southern England. *Journal of Zoology*, London, 250: 161-183.
- Hirzel A.H., Hausser J., Chessel D. & Perrin N., 2002. Ecological-Niche Factor Analysis: How to Compute Habitat-Suitability Maps without Absence Data? *Ecology*, 83 (7): 2027-2036.
- Hirzel A.H., Posse E B., Oggier P., Crettenand Y., Glenz C. & Arlettanz R., 2004. Ecological requirements of reintroduced species and the implications for release policy: the case of the bearded vulture. *Journal of Applied Ecology*, 41: 1103-1116.
- Ientile R. & Massa B., 2008. Uccelli (*Aves*). In: AA.VV. Atlante della Biodiversità della Sicilia: Vertebrati terrestri. Studi e Ricerche 6, Arpa Sicilia, Palermo.
- Martin G. R. & Katzir, G., 1994. Visual fields in the stone-curlew *Burhinus oedicephalus*. *Ibis*, 136: 448-453.
- Mascara R. & Sarà M., 2007. Censimento di specie d'uccelli steppico-cerealicole d'interesse comunitario nella Piana Di Gela (Sicilia sud-orientale). *Naturalista siciliano*, S. IV, 31 (1-2): 27-39.

Workshop
L'OCCHIONE

POSTER



DATI PRELIMINARI SULLA BIOLOGIA RIPRODUTTIVA DELL'OCCHIONE *Burhinus oedicnemus* IN SARDEGNA

FRANCESCO MASCIA⁽¹⁾ & ANGELO MESCHINI⁽²⁾

⁽¹⁾ Gruppo Ornitologico Sardo (GOS) – Casella Postale 109/c – 09045 Quartu Sant'Elena (CA)
(hippolais@tiscali.it)

⁽²⁾ S.R.O.P.U., Stazione Romana per l'Osservazione e la Protezione degli Uccelli, c/o LYNX Natura e Ambiente srl – Via Britannia, 36 – 00179 Roma (a.meschini@gmail.com)

L'Occhione *Burhinus oedicnemus* è una specie inserita nella Direttiva “Uccelli” 79/409/CEE, nella legge n. 157/92, tra le specie particolarmente protette, nelle convenzioni di Bonn e Berna (SPEC 3). In Italia è considerata nidificante, parzialmente stanziale, migratrice e svernante, con una popolazione stimata in 1.000-1.500 coppie nidificanti (Bricchetti & Fracasso 2004), di cui diverse centinaia (500-1.000) costituiscono la popolazione presente in Sardegna, dove la specie risulta nidificante sedentaria, migratrice e svernante (Grussu 2001). La popolazione sarda, pertanto, riveste una notevole importanza a livello nazionale (Nissardi & Zucca 2008), rappresentando quasi la metà della popolazione italiana. Nell'isola la specie occupa gran parte degli ambienti pianeggianti aperti, prediligendo gli ambienti steppici e pseudo-steppici, gli alvei dei corsi d'acqua a letto ciottoloso, ed in generale tutti gli ambienti glareicoli aperti, dal livello del mare sino ad oltre i 700 metri s.l.m. (Mascia ined.). Nell'Occhione le vocalizzazioni costituiscono il mezzo maggiormente utilizzato nella definizione e nella difesa del territorio riproduttivo. L'ascolto del canto crepuscolare si rivela un metodo efficace per il censimento della specie e per verificare ipotesi eco-etologiche (Meschini 2000; Tinarelli et al., 1991; Gariboldi 1997; Giunchi et al., 2008).

È stata presa in esame l'area para-stagnale della Laguna di Santa Gilla, una vasta zona umida (ca. 6000 ha). ZPS “Stagni di Cagliari” (ITB044003). L'area di studio presenta una grande varietà di ambienti aperti, in parte utilizzati per il pascolo di ovini e bovini. La vegetazione prevalente è riferibile ad aggregazioni prative terofitiche, distribuite a mosaico assieme ad associazioni di macchia bassa soggette ad iper-pascolamento, e spesso a contatto con le comunità alofile ed alo-nitrofile localizzate lungo i margini della laguna. Sono state selezionate sei stazioni d'ascolto presso le quali sono stati effettuati costanti monitoraggi crepuscolari senza l'ausilio del playback nel corso dell'anno 2008. Tali monitoraggi forniscono le prime informazioni sulla biologia e l'ecologia riproduttiva della specie in Sardegna. Ogni stazione è stata controllata settimanalmente da mezz'ora prima del tramonto sino al massimo le ore 23:00, con soste di 20 minuti per ogni stazione. Dal 1 gennaio al 1 marzo e dal 1 settembre al 1 gennaio 2009 il controllo è stato eseguito ogni 6-7 giorni, nel periodo 1 Marzo - 1 Settembre, ogni 3-4 giorni.

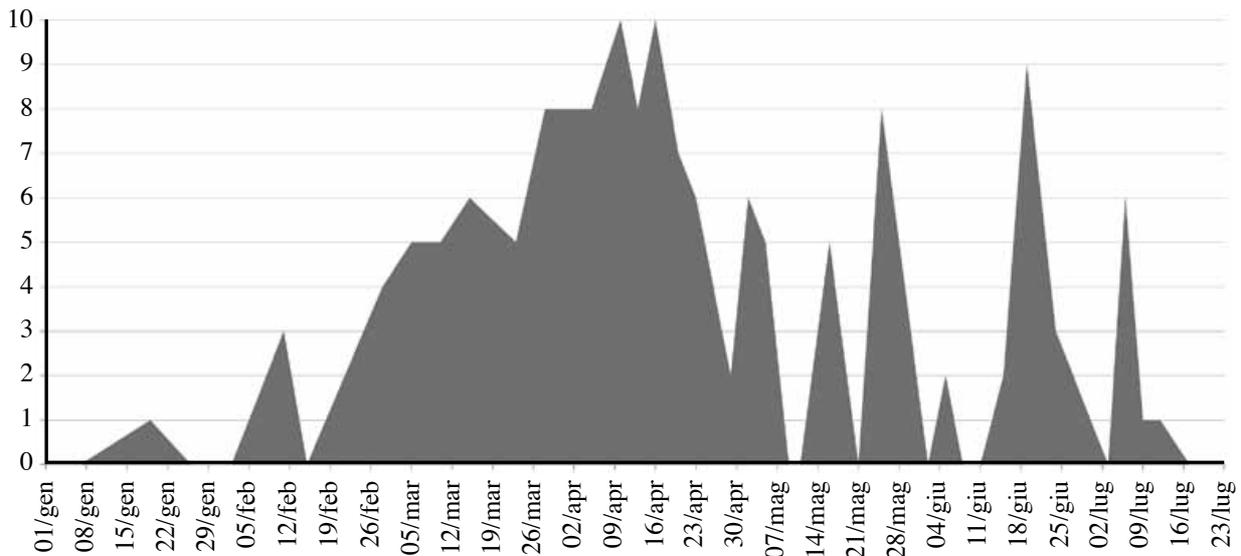


Fig. 1. Andamento annuale delle emissioni dell'Occhione *Burhinus oedicnemus* nelle sei stazioni di ascolto 2008.

Nell'area di studio sono state individuate quattro coppie nidificanti in quattro differenti stazioni. Le prime vocalizzazioni sono state rilevate il 19 gennaio, con emissioni di contatto isolate da parte di singoli individui in *Curlee-call*. Nello stesso periodo, vocalizzazioni di contatto sono state riscontrate in altre località della Sardegna (Golfo di Oristano, 20 gennaio; Mascia & Grussu, oss. dir.; Medio Campidano: 25 gennaio; Mascia, oss. dir.). Le prime vocalizzazioni da considerare come strettamente legate all'attività riproduttiva (note a ritmo di galoppo, *keervik-keervik*) sono state rilevate durante l'ultima settimana di febbraio. Queste hanno coinvolto quattro stazioni e sono riferibili ad altrettante distinte coppie territoriali in attività riproduttiva. Tali vocalizzazioni hanno manifestato un picco di massima frequenza tra la prima decade di marzo e l'ultima settimana del mese, per poi calare fino a valori quasi nulli sin dalla prima decade di aprile (Fig. 1). Durante il mese di maggio, in due delle quattro stazioni sono stati avvistati dei giovani dell'anno apparentemente ancora incapaci di volare. Dalla metà di giugno fino alla seconda decade di luglio si è invece assistito ad un periodo in cui le vocalizzazioni si sono assai accentuate, benché dilazionate nel tempo: si osservano alcuni picchi di massima frequenza, tra i quali ne emerge uno (15 giugno/12 luglio) caratterizzato da un'alta frequenza di vocalizzazioni di contatto e di altre riconducibili a fenomeni di territorialismo ed attrazione del partner. Il fenomeno è in accordo con l'ipotesi di una seconda deposizione/anno nell'area in esame. Vocalizzazioni di contatto sono state rilevate in maniera discontinua fino alla seconda metà di settembre, in corrispondenza degli assembramenti post riproduttivi osservati nelle stesse stazioni di ascolto; nel mese di ottobre sono stati rilevati sporadici *Curlee-call* da parte di singoli individui.

I risultati preliminari al 2008, forniscono dati particolarmente interessanti sulla bio-

logia riproduttiva di *B. oedicnemus* in Sardegna: i primi accenni di territorialismo sin dalla fine di gennaio risultano anticipati più di un mese rispetto ai dati finora a disposizione per altre popolazioni italiane e del Mediterraneo (Meschini 2000). Anche i primi indizi di comportamento legato all'attività riproduttiva sono stati osservati largamente in anticipo rispetto alle popolazioni peninsulari. Il secondo picco di frequenza delle vocalizzazioni (Fig. 1) è in relazione ad un secondo momento riproduttivo (Mead 1982; Ravasini 1995; Meschini 2000). In questo caso, il fenomeno fornisce meno informazioni sull'insularità della fenologia riproduttiva: le covate di rimpiazzo e le scelte opportunistiche su scala spazio temporale complicano il panorama eco-etologico. Tuttavia, tali dati preliminari risultano di grande interesse e saranno oggetto di ulteriori verifiche sperimentali.

Summary

Breeding biology of the Stone-curlew *Burhinus oedicnemus* in Sardinia (Italy): preliminary data

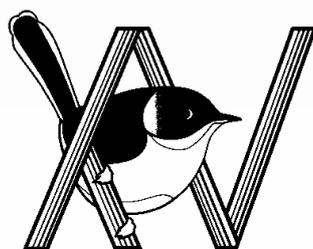
A large-scale survey of *Burhinus oedicnemus* vocalizations at Santa Gilla (CA) demonstrated that the period of territoriality in Sardinia starts a month before the Italian peninsula. Four pairs were recorded and studied in depth. Territorial defence begins in February, with the frequency peaking in late march.

BIBLIOGRAFIA

- Gariboldi A., 1997. Tecniche di censimento. In: Bricchetti P. e Gariboldi A. Manuale pratico di Ornitologia. Edagricole, Bologna: 153-165.
- Giunchi D., Chierici E., Piccio F. & Pollonara E., 2008. Una valutazione di alcuni metodi di stima delle popolazioni nidificanti di Occhione. Workshop "L'occhione (*Burhinus oedicnemus*) - Biologia e conservazione di una specie di interesse comunitario." Parco regionale del Taro, Collecchio (PR). 20-IX-08.
- Grussu M., 2001. Checklist of the birds of Sardinia. Aves Ichnusae, 4: 2-55.
- Mead C.J., 1982. The status of the Stone Curlew *Burhinus oedicnemus* in England. B.T.O. Report. Beech Groove. 28 pp.
- Meschini A., 2000. Il comportamento territoriale dell'Occhione *Burhinus oedicnemus* in ambienti fluviali dell'Italia centrale. Avocetta, 24: 19-24.
- Meschini E. e Frugis S. (Eds.), 1993. Atlante degli uccelli nidificanti in Italia. Suppl. Ric. Biol. Selvaggina, 20: 38.
- Nissardi S. & Zucca C., 2008. Stato delle conoscenze sulla presenza dell'Occhione in Sardegna. Workshop "L'occhione (*Burhinus oedicnemus*) - Biologia e conservazione di una specie di interesse comunitario." Parco regionale del Taro, Collecchio (PR).
- Ravasini M., 1995. L'Avifauna nidificante nella provincia di Parma. Editoria Tipolitecnica, Sala Baganza (PR).
- Tinarelli R., Parodi R. & Candon I., 1991. Sperimentazione di un metodo per il censimento dell'Occhione (*Burhinus oedicnemus*). In S.R.O.P.U. (red.). Atti V Convegno Italiano di Ornitologia. Suppl. Ric. Biol. Selvaggina, 17: 385-388.
- Tucker G.M. & Heath M.F., 1994. Birds in Europe: their conservation status. Cambridge, U.K.: BirdLife International. (BirdLife Conservation Series n°3).

Tavola rotonda
COMUNICARE L'ORNITOLOGIA

COMUNICAZIONI



L'ESPERIENZA DEL FRATINO DAY: UN MONITORAGGIO COORDINATO DELLA SPECIE IN OTTO REGIONI ITALIANE

AUGUSTO DE SANCTIS, JACOPO ANGELINI, FEDERICO ANTINORI, MASSIMO BIONDI, SERENA CIABÒ, ADRIANO DE ASCENTIIS, LORENZO DE LISIO, MIRKO DI MARZIO, PIETRO GIOVACCHINI, MAURIZIO MARRESE, GIOVANNA MITRI, NIKI MORGANTI, MINA PASCUCI, LORIS PIETRELLI, PAOLO MARIA POLITI & ROBERTO TINARELLI

*Gruppo Fratino Day, c/o Stazione ornitologica Abruzzese e WWF – Via D'Annunzio, 68
65100 Pescara (a.desanctis@wwf.it)*

INTRODUZIONE

Il Fratino *Charadrius alexandrinus* pur essendo una specie cosmopolita, è stato inserito recentemente nell'allegato I della Direttiva 409/79/CEE "Uccelli" a causa del forte declino registrato in Europa. La popolazione italiana è stimata in alcune migliaia di coppie ma non è stata sottoposta a censimenti periodici con metodi standardizzati e omogenei. In alcune regioni, ad esempio Emilia Romagna e Lazio, dove esistono stime per gli anni '80 e '90, è stato registrato un fortissimo calo del contingente nidificante.

In Italia il Fratino nidifica generalmente lungo le coste sabbiose e nelle aree umide salmastre (stagni retrodunali, saline) con coppie isolate o in gruppi di 2-10.

Nel 2006 la Stazione ornitologica Abruzzese ha promosso il Fratino Day, un'iniziativa di puro volontariato volta ad attirare l'attenzione su questa specie.

METODI

Il Fratino day è un'iniziativa rivolta ad ornitologi professionisti, appassionati birdwatcher e semplici attivisti delle principali associazioni ambientaliste. È espressamente rivolto al monitoraggio delle coppie presenti sui litorali sabbiosi. A fine marzo viene stabilito un fine-settimana da dedicare all'iniziativa, solitamente nella seconda metà di Aprile. Con l'adesione negli anni di regioni del Nord-Italia la data è stata anche sfalsata per tener conto della diversa fenologia per le aree poste a diversa latitudine.

Il monitoraggio prevede la suddivisione dei tratti di costa in segmenti di 5-15 km, solitamente tra elementi caratteristici del territorio quali foci fluviali o falesie e grandi infrastrutture quali i porti. Ogni tratto viene assegnato ad una coppia di persone, solitamente formata da una persona più esperta e da un principiante, entrambi dotati di binocolo. Il segmento assegnato viene percorso osservando la presenza di individui e coppie e cercando i nidi. Una scheda (Fig. 1) deve essere riempita per ogni tratto e consegnata via email al coordinamento nazionale.

Il coinvolgimento è avvenuto attraverso un appello fatto circolare un mese prima circa nelle mailing list di internet e nelle liste di discussione e pubblicati su blog e siti

degli appassionati e delle organizzazioni regionali aderenti. Nella settimana precedente l'associazione e le varie persone di ogni regione procedono ad un recall e anche ad un contatto telefonico/sms con le persone potenzialmente interessate, organizzando le coppie che usciranno sul campo e assegnando i tratti.

RISULTATI

L'iniziativa è partita nel 2006 su iniziativa della Stazione Ornitologica Abruzzese e ha coinvolto circa 20 volontari in 2 regioni, Abruzzo e Molise. Il successo registrato sia in termini di comunicazione sia in termini di coppie e nidi osservati ha portato nel 2007 al coinvolgimento delle regioni limitrofe a queste, Marche e Puglia, poste rispettivamente a nord e sud delle prime due regioni. Sia per le Marche che per la Puglia sono stati monitorati solo alcuni tratti della costa (circa 20 km per la Puglia e 40 per le Marche), mentre per il Molise e l'Abruzzo è stato coperto l'intero tratto di costa (circa 150 km, per un totale di circa 210 km). È interessante notare che sia nel 2006 che nel 2007 prima in Molise e poi nelle Marche alcuni tratti sono stati coperti da volontari provenienti dalle regioni limitrofe.

Nel 2008 si sono aggiunte altre 3 regioni, Lazio, Veneto e Toscana, queste ultime solo con alcuni tratti di costa. Complessivamente nel 2008 sono stati controllati circa 550 km di litorale sabbioso (Abruzzo 120 km, Marche 55, Molise 36, Puglia 16, Lazio 270, Veneto 28 e Toscana 24), con un coinvolgimento di circa 80 rilevatori afferenti a diversi enti, organizzazioni, associazioni e semplici gruppi di appassionati (GAROL, G.O.M., Riserve naturali Saline di Tarquinia, Macchiatonda e Punta Aderci di Vasto, sezioni WWF Molise, Lazio, Toscana e Marche, Lipu Venezia, Provincia di Grosseto, Centro Studi Naturalistici ONLUS, Studio Naturalistico Diatomea, Ass. Peluches, Ambiente Basso Molise, EBN Molise). Nel 2009 alle 7 regioni aderenti nel 2008 si è aggiunta l'Emilia Romagna con l'Ass. ASOER, portando a circa 679 km di costa coperti e a 100 volontari coinvolti.

DISCUSSIONE

Il Fratino Day è stata una delle più importanti iniziative ornitologiche degli ultimi anni in Italia, basata esclusivamente sul volontariato. Il lancio dell'iniziativa "Fratino day" ha creato un grande interesse su questa specie che era praticamente sconosciuta in molte regioni italiane. Per alcune di queste, come Marche, Abruzzo e Molise, si è trattato del primo monitoraggio mai effettuato sulla specie e ha portato ad identificare alcune decine di coppie nidificanti in aree fortemente antropizzate che si pensava inidonee per la presenza di questa specie. Alcune decine di nidi sono stati localizzati tra gli stabilimenti balneari, in alcuni casi addirittura in aree destinate al beach-volley e al basket nel periodo estivo.

Il Fratino day ha degli importanti limiti dal punto di vista scientifico. Elenchiamo tra questi:

- restringere ad un solo fine settimana il monitoraggio significa sottostimare sicuramente il numero di coppie presenti;



Fig. 2. Lavori di ripulitura livellamento della spiaggia ealizzata con grandi mezzi meccanici.

- questo convegno sia in uno specifico workshop realizzato nel 2010 a Bracciano su proposta dei gruppi che hanno partecipato al Fratino Day;
- è stata accertata la nidificazione in aree in cui la specie era praticamente sconosciuta;
 - in quasi tutte le regioni è stata registrata un'altissima percentuale di perdita delle covate per le seguenti cause: lavori di livellamento delle spiagge con i mezzi meccanici collegati alla balneazione; movimenti di sabbia e mezzi per i ripascimenti; eccessivo disturbo da parte dei bagnanti con abbandono delle covate; predazione da parte di cani e cornacchie grigie; calpestio da parte dei fruitori della spiaggia; circolazione di automezzi e moto da cross sulla spiaggia;
 - in tutte le regioni i singoli gruppi aderenti hanno pubblicizzato l'iniziativa con comunicati stampa che hanno portato a numerosi passaggi televisivi, anche nei principali TG regionali (Tg3 ed emittenti private), numerosi articoli sui quotidiani, posizionamento di cartelli sulle spiagge, incontri con le scuole, assemblee pubbliche.

Molti balneatori sono stati contattati durante l'attività di monitoraggio e sensibilizzati con ottimi risultati in termini di tutela dei singoli nidi. In diverse regioni, come ad



Fig. 3. Il Fratino Day 2008 su uno dei principali siti del non profit italiano www.vita.it

esempio Molise, Puglia e Abruzzo, i gruppi locali hanno avviato azioni di denuncia per la distruzione delle covate, per la distruzione degli ambienti dunali e per l'occupazione di aree di spiaggia con manufatti (parcheggi). In tutte le regioni sono state attivate forme di tutela dei singoli nidi con cartelli e recinzioni; in alcune regioni sono stati ottenuti specifici provvedimenti da parte di autorità regionali o locali per la tutela dei nidi (ad esempio, dal 2007 vi è uno specifico riferimento alla tutela dei nidi della specie nell'Ordinanza Balneare che annualmente viene diramata dalla Regione Abruzzo).

L'iniziativa del Fratino Day, pur con tutti i limiti scientifici sopra richiamati, ha permesso di focalizzare l'attenzione su una specie che per le sue caratteristiche può essere considerata una specie-ombrello o una specie-bandiera per l'ambiente costiero. La semplicità del metodo e l'alta contattabilità delle specie hanno contribuito a fidelizzare i volontari tanto che nel 2010, quando le organizzazioni aderenti hanno deciso collettivamente di non replicare l'iniziativa per puntare su altri obiettivi di ricerca (geolocalizzatori; marcatura con anelli colorati; realizzazione di un workshop per presentare i dati elaborati ecc.) e di azione di tutela e conservazione (progetti locali di tutela dei nidi; progetti in rete per piani di gestione dei siti), molti volontari hanno continuato a richiedere di poter partecipare al Fratino Day, partecipando poi alle iniziative di studio e tutela.

Questa esperienza può essere replicata su altre specie di interesse la cui ampia distri-

buzione determina difficoltà di copertura che possono essere superate dal coinvolgimento di volontari in un lasso ristretto di tempo.

Ringraziamenti. Ringraziamo di cuore tutti i volontari che hanno partecipato al progetto senza i quali non sarebbe stato possibile ottenere risultati così importanti per la tutela di questa specie.

Summary

The “Kentish Plover Day”: a coordinated census by volunteers in eight Italian regions

The Abruzzo Ornithological Station, together with WWF, launched the Kentish Plover Day. This was a voluntary two-days week-end event for ornithologists and birdwatchers addressed to monitor very long transects along the Italian coast in order to trace the presence of the species during the breeding season. Year after year the initiative broadened progressively, involving two regions in 2006 (Abruzzo, Molise), four in 2007 (Abruzzo, Marche, Molise and Puglia), seven in 2008 with about 549 km of coast monitored and eight in 2009 with 679 km (Abruzzo 120 km, Marche 55, Molise 36, Puglia 16, Lazio 270, Veneto 28, Emilia Romagna 130 and Tuscany 24). About 100 volunteers took part to the event, coming from different regional associations (ASOER, GAROL, G.O.M., “Riserve naturali Saline di Tarquinia”, “Macchiatonda” and “Punta Aderci” from Vasto, WWF regional offices from Molise, Lazio, Tuscany and Marche, “Lipu Venezia”, “Province of Grosseto”, “Centro Studi Naturalistici ONLUS”, “Studio Naturalistico Diatomea”, “Ass. Peluches”, “Ambiente Basso Molise”, “EBN Molise”). This coordinated project allowed to highlight the presence of the species also in very urbanized segments with nests located just among beach resorts. The Italian sand beaches were actually managed in unsustainable way causing the destroying of most of the nests (e.g. beach-cleaning machines; human trampling; eggs predation by dogs). At the same time the event promoted the efforts at local level to activate local projects and actions for the conservation of the Kentish Plover, such as: the inclusion of the respect of Kentish Plover nests in the annual beach law writ; fencing of nests; positioning of signs along the beaches. These measures were reinforced by a strong communication work through media and directly with stakeholders (the beach-resorts owners; the coastguards; the forestry corps; the officers of different public bodies).

“IL GRILLAIO: QUESTO SCONOSCIUTO?” UNA VALUTAZIONE DELLA PERCEZIONE E DELLA CONOSCENZA DEL FALCO GRILLAIO NELLE POPOLAZIONI DI GRAVINA IN PUGLIA ED ALTAMURA

CHIARA MANGHETTI⁽¹⁾, GIUSEPPE GIGLIO⁽²⁾ & MARCO GUSTIN⁽³⁾

⁽¹⁾ Settore Educazione LIPU – Via Reggio Emilia, 29 – 00198 Roma (chiara.manghetti@lipu.it)

⁽²⁾ Delegazione Gravina LIPU – Via Bari, 3 – 70024 Gravina in Puglia (BA) (lipugravina@libero.it)

⁽³⁾ Dipartimento Conservazione LIPU – Via Trento, 49 – 43100 Parma (marco.gustin@lipu.it)

INTRODUZIONE

Il Grillaio *Falco naumanni*, specie considerata “vulnerabile” nella global IUCN *Red List category* (BirdLife International, 2004), ha subito un evidente declino in tutti i paesi europei, con un trend particolarmente negativo nell’Europa occidentale, dove dal 1950 la popolazione nidificante è diminuita di circa il 95% (BirdLife International, 2008). Fra le più importanti cause di declino oltre la distruzione dell’habitat trofico (Peet & Gallo-Orsi, 2000), risulta esserci anche la distruzione da parte dell’uomo delle cavità-nido, di solito localizzate nei centri urbani, in particolare nei sottotetti (Bux et al., 2008).

Il progetto “Una casa per il Grillaio - Azioni pratiche per la conservazione del Falco Grillaio (*Falco naumanni*) in Puglia e Basilicata” è stato presentato dalla LIPU alla Fondazione Nando Peretti nella primavera 2006 per applicare una strategia di conservazione adatta alle esigenze ecologiche di questa specie che risulta minacciata a livello mondiale. L’Italia ospita in Puglia e Basilicata una delle popolazioni europee più importanti (Bux, 2008). L’intervento proposto dalla LIPU alla Fondazione Peretti, prevedeva l’installazione di nidi artificiali per sostituire i pertugi presenti nei sottotetti e quindi favorire la nidificazione della specie. Strettamente collegata a questa azione è stata prevista una grande campagna educativa per sensibilizzare la popolazione urbana alla conoscenza e conseguente protezione di questa specie in due città particolarmente importanti per sua la conservazione. L’opinione più diffusa tra i ricercatori, infatti, era che la gente distruggesse i nidi di Grillaio ritenendolo un animale nocivo e che ci fosse bisogno di un intervento educativo che facesse cambiare idea ai cittadini. In realtà, non era mai stato provato che la percezione di questa specie fosse effettivamente negativa nella popolazione.

L’obiettivo di questo studio, è stato quello di indagare la percezione e la conoscenza di questa specie nelle popolazioni delle città coinvolte al fine di stabilire un piano educativo efficace e specifico.

AREA DI STUDIO

L’area che ha interessato lo studio è quella del centro di due città particolarmente im-

portanti per la conservazione del Grillaio: Gravina in Puglia e Altamura, entrambe in provincia di Bari. Queste due città si trovano a circa 10 km l'una dall'altra e hanno rispettivamente 45.000 e 65.000 abitanti.

MATERIALI E METODI

Come metodo di indagine si è scelto l'intervista strutturata (l'intervistatore segue una lista precisa di domande senza cambiarne l'ordine, né le parole con cui vengono formulate). La scelta di effettuare interviste è stata fatta per garantire al meglio il pensiero degli intervistati ed evitare che questi ultimi rispondessero in maniera incompleta (Sewell, 1999).

La scelta dell'intervista strutturata è stata effettuata per garantire il più possibile che i due intervistatori non influenzassero le risposte degli intervistati e per poter confrontare in maniera più agevole le risposte degli intervistati (Sewell, 1999). Sono state formulate 9 domande, in modo che l'intervista non risultasse troppo lunga e gli intervistati rispondessero con la stessa completezza a tutte le domande senza stancarsi (Patton, 1990). L'ordine delle domande somministrate ha seguito il criterio del "Dalla domanda più facile a quella più complessa" per garantire che gli intervistati si sentissero a proprio agio prima di rispondere a domande che riguardassero anche opinioni personali o che fosse coinvolta una maggiore riflessione da parte degli intervistati (Kosecoff & Fink, 1982). I due intervistatori, uno per città, sono stati formati ed è stato eseguito su ciascuno di loro un "*blind test*" riguardo all'utilizzo del protocollo. Successivamente, sono stati inviati a fermare le persone il sabato pomeriggio sulle vie centrali delle città in modo casuale (*Random sampling*) (Babbie, 2001). Il protocollo seguito dagli intervistatori è stato il seguente: si presentavano alla persona fermata come volontari LIPU, chiedevano il permesso di poter fare alcune domande e poi, in caso affermativo, ponevano le domande e scrivevano direttamente le risposte riportando le parole precise dell'intervistato. Come campione sono state intervistate 201 persone al di sopra dei 15 anni in entrambe le città (in particolare 101 ad Altamura e 100 a Gravina in Puglia).

RISULTATI

In totale, gli intervistati erano così suddivisi: 76% cittadini tra i 15 e i 40 anni e 24% cittadini sopra i 40 anni ad Altamura, 61% cittadini tra i 15 e i 40 anni e 39% cittadini sopra i 40 anni a Gravina in Puglia.

Prima domanda: si chiedeva direttamente se l'intervistato avesse mai sentito parlare di Grillaio. Il 62% degli intervistati di Altamura non ha mai sentito parlare di Grillaio, il 60% degli intervistati di Gravina in Puglia non ha mai sentito parlare di Grillaio (Tab.1).

Seconda domanda: si chiedeva cosa fosse un Grillaio (questa domanda, come le domande successive fino alla settima, veniva effettuata solo a chi aveva già affermato di aver sentito parlare del Grillaio). Il 59% ad Altamura ha risposto che si trattava di un uccello, seguito da un 29% che risponde si tratta di un rapace e dal 12% che

Domande	Gravina	Altamura	Domande	Gravina	Altamura
1. Hai mai sentito parlare di grillaio?			7. Quale aggettivo utilizzerrebbe per descrivere il grillaio?		
No	60%	62%	a. bello	25%	27%
Sì	40%	38%	b. utile	21%	0%
2. Che cosa è un Grillaio?			c. intelligente	12%	0%
a. un falco	14%	12%	d. aggressivo	12%	0%
b. un rapace	38%	29%	e. tranquillo	6%	0%
c. un uccello	48%	59%	f. simpatico	6%	6%
3. Ricorda di aver mai visto un grillaio?			g. maestoso	6%	21%
No	20%	35%	h. non sa	6%	0%
Sì	80%	65%	i. non risponde	6%	16%
4. Ricorda dove ha visto il Grillaio?			l. furbo	0%	6%
a. non ricordo	19%	11%	m. piccolo	0%	6%
b. in città	10%	20%	n. spaventoso	0%	6%
c. in campagna	15%	15%	o. brutto	0%	3%
d. in cielo	56%	54%	p. silenzioso	0%	3%
5. Dove ne ha sentito parlare?			q. colorato	0%	3%
a. non ricordo	40%	40%	r. piumoso	0%	3%
b. Ne ho sentito parlare da amici/parenti	30%	30%	8. Le piacerebbe vedere un nido di grillaio?		
c. TV	20%	20%	a. sì	82%	59%
d. scuola	10%	10%	b. già visto	10%	25%
6. Tra queste foto mi può indicare il grillaio?			c. no	4%	16%
a. non sa	0%	2%	d. non lo so	2%	0%
b. taccola	4%	5%	e. indifferente	2%	0%
c. civetta	0%	3%	9. Vorrebbe vedere il grillaio nella sua città?		
d. grilalio	21%	50%	a. Sì	47%	45%
e. poiana	75%	40%	b. non sa	15%	20%
			c. no	22%	20%
			d. non risponde	16%	15%

Tab. 1. 9 domande poste agli intervistati a Gravina in Puglia e Altamura (Ba) per la valutazione della percezione del grillaio nelle due città.

dichiara si tratta di un falco. A Gravina in Puglia, il 48% ha risposto che è un uccello, seguiti da un 38% che dichiara sia un rapace e dal 14% che dichiara sia un falco (Tab.1).

Terza domanda: si chiedeva se l'intervistato avesse visto un esemplare di Grillaio personalmente. Ad Altamura l'80% degli intervistati ricorda di averlo visto, a Gravina in Puglia il 65% (Tab.4).

Quarta domanda: si chiedeva, agli intervistati dove avessero visto l'animale. Ad Al-

tamura il 56% dichiara di averlo visto in cielo, stessa risposta per il 54% degli intervistati di Gravina in Puglia (Tab.1).

Quinta domanda: agli intervistati che rispondevano di non averlo mai visto personalmente, veniva chiesto come facessero, allora, a conoscerlo. In entrambe le città, i risultati sono stati: il 40% non ricordava, il 30% ne ha sentito parlare da amici o parenti, il 20% da documentari in tv, il 10% a scuola (Tab. 1).

Sesta domanda: venivano mostrate 4 foto di uccelli: Poiana, Grillaio, Civetta e Taccola e veniva chiesto all'intervistato di indicare quale fosse il Grillaio. Ad Altamura il 50% ha indicato la Poiana, il 40% il Grillaio, a Gravina in Puglia il 75% ha indicato la Poiana e il 21% il Grillaio (Tab. 1).

Settima domanda: si chiedeva agli intervistati di dare un aggettivo che rappresentasse il Grillaio. Il 25% degli intervistati di Altamura ha risposto "bello", il 27% degli intervistati di Gravina in Puglia ha risposto "bello" (Tab.1).

Ottava domanda: si chiedeva se l'intervistato avrebbe gradito vedere un nido di Grillaio (questa domanda è stata posta anche ai cittadini che avevano dichiarato alla prima domanda di non sapere cosa fosse un Grillaio e che quindi non hanno risposto alle precedenti). Ad Altamura l'82% degli intervistati ha risposto di sì, a Gravina in Puglia il 59% (Tab. 1).

Nona domanda: si chiedeva se l'intervistato avrebbe voluto vedere il Grillaio nella sua città, ad Altamura il 47% ha dichiarato che avrebbe piacere a vederlo in città, a Gravina in Puglia il 45% (Tab. I).

CONCLUSIONI

Partendo dall'idea che i nidi di Grillaio fossero distrutti intenzionalmente perché l'animale era ritenuto dannoso per gli uomini, i risultati di questo studio evidenziano che in generale i cittadini ignorano la presenza del Grillaio nelle due città. Partendo dall'anagrafica, si nota che la maggior parte degli intervistati appartiene alla fascia di età tra i 15 e i 40 anni. Questo è probabilmente dovuto al fatto che le interviste sono state effettuate il sabato pomeriggio nelle vie centrali delle due città.

Dalla prima domanda si deduce che il Grillaio (almeno come termine) è scarsamente conosciuto. Le domande successive avevano lo scopo di indagare tra quelli che avevano dichiarato di conoscerlo se sapessero effettivamente di che animale si trattasse. Le risposte alla domanda che chiedeva di spiegare di che cosa si trattasse fanno concludere che gli intervistati sapessero effettivamente che il Grillaio fosse un uccello, altri che si trattasse di un rapace, il resto che si trattasse di un falco. Si è voluto poi chiedere se avessero visto personalmente un Grillaio e la maggior parte ha dichiarato di sì. Per comprendere se lo avessero notato effettivamente in città, è stato chiesto di spiegare dove avevano visto il Grillaio (ovviamente la domanda è stata posta solo agli intervistati che avevano dichiarato di averlo visto). La maggior parte degli intervistati dichiara di averlo visto in cielo, solo il 10% ad Altamura e il 15% a Gravina dichiara di averlo visto in città. Si è chiesto, a quelli che invece avevano dichiarato di non averlo mai visto direttamente come facessero quindi a conoscerlo: la

maggior parte non ricorda, un 30% ne ha sentito parlare da amici o parenti. Per avere una conferma che gli intervistati che avevano dichiarato di aver visto il Grillaio intendessero effettivamente questa specie, si è chiesto loro di indicare tra 4 fotografie di uccelli quale fosse il Grillaio. I risultati di questa domanda hanno dimostrato che gli intervistati non conoscessero la specie in questione; infatti, la maggior parte degli intervistati ha indicato la foto della Poiana tra quelle proposte. Le risposte legate alla scelta degli aggettivi legati al Grillaio, utili per comprendere meglio come questa specie fosse percepita dalla popolazione e capire che percezione avessero del Grillaio (indipendentemente se lo confondessero con la Poiana o no), si è chiesto di citare un aggettivo che descrivesse il Grillaio.

I risultati delle risposte a questa domanda mostrano come ad Altamura la maggior parte degli intervistati ha citato aggettivi positivi (come “utile”, “bello”, “intelligente”) e pochi intervistati, invece, aggettivi negativi (in particolare “aggressivo”). Similmente a Gravina in Puglia, dove circa il 54% degli intervistati ha citato aggettivi positivi per il Grillaio, e circa il 9% negativi.

A Gravina in Puglia, inoltre, una percentuale rilevante di intervistati, ha citato aggettivi che non possono essere definiti come positivi o negativi, ma che sono stati considerati neutri, ad esempio “silenzioso”, “piumoso”, “piccolo”. La scelta di questi aggettivi positivi o neutri da parte della maggior parte degli intervistati indica una percezione non negativa della specie nella popolazione (Babbie, 2001). Poiché il progetto “Una casa per il Grillaio” prevedeva l’installazione di nidi artificiali si è chiesto a tutti gli intervistati (anche quelli che avevano dichiarato alla prima domanda di non conoscere il Grillaio), se avessero voluto vedere un nido di Grillaio. La maggior parte degli intervistati ha dichiarato di voler vedere un nido di Grillaio, sia ad Altamura che a Gravina in Puglia. L’ultima domanda chiedeva agli intervistati se avessero voluto vedere il Grillaio nella loro città e la maggior parte ha risposto affermativamente.

Dall’analisi delle risposte di questa indagine, quindi, abbiamo dedotto che nella maggior parte dei casi la distruzione dei nidi di Grillaio avviene, molto probabilmente, per ignoranza e non come atto voluto contro questa specie, soprattutto tenendo conto del fatto che la maggior parte degli intervistati ha dichiarato di voler vedere un nido. I cittadini delle due città, deduciamo dai risultati, non sanno come è fatto un nido di Grillaio e quindi lo distruggono senza rendersene conto.

Questi risultati hanno sicuramente cambiato il punto di partenza e le azioni da svolgere nel progetto educativo “Una casa per il Grillaio”. Non si trattava più, infatti, di far cambiare opinione alle persone sul Grillaio, ma di farlo conoscere e dare loro la possibilità di apprezzarlo osservandolo. Per questo, nel materiale scolastico, come anche in quello dedicato al pubblico adulto (libretto, mostra, ecc.), molto risalto è stato dato alle caratteristiche dell’animale e alle sue curiosità, nonché alla tipologia del nido che il Grillaio occupa, in modo che la gente potesse conoscerlo.

Ringraziamenti. Si ringrazia Alessia Feola per l’analisi statistica dei dati.

Summary

Lesser Kestrel: the unknown host? an evaluation of the perception and knowledge about the Lesser Kestrel in the population of Gravina in Puglia and Altamura

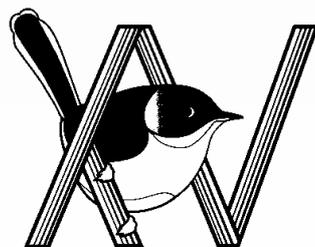
“Una casa per il Grillaio” (A home for the Lesser kestrel) project was presented by LIPU at the Nando Peretti Foundation during 2006 with the goal of applying a conservation strategy to this species. The main threat for Lesser kestrel in Italy, along with habitat destruction, is the destruction by people of the nests below the roof of the buildings. The project presented by LIPU included not only to set up artificial nests on the buildings of the towns of Gravina in Puglia and Altamura but also to start an education campaign to make local population aware of the protection of this species. In fact the most popular opinion between researchers studying the Lesser kestrel was that the local population was destroying the nests because they perceived this bird harmful and that only a strong education campaign could make the local population changing their attitude towards this species. Actually it was never proved that the local population’ attitude towards the Lesser kestrel was that bad. So we made an evaluation plan to investigate about local population’ perception and we used structured interviews in both towns of Gravina in Puglia and Altamura for a total of 200 citizens interviewed. The survey results were surprising: not only they demonstrate that local people don’t know the Lesser kestrel , they can’t recognize the species or the nest, but they have no idea that the Lesser kestrel does live in their town. So probably the nests are destroyed because people don’t know that are destroying a nest. This survey changed the education campaign goal and actions, stressing the fact to give the opportunity to local people to meet Lesser kestrel.

BIBLIOGRAFIA

- Babbie E., 2001. The Practice of Social Research. Belmont, CA: Wadsworth Group/Thomson Learning Inc.
- BirdLife International 2004. Birds in Europe: population, estimates, trends and conservations status. Cambridge, UK; BirdLife International. (BirLife Conservation Series N. 12).
- BirdLife International 2008. Species factsheet: *Falco naumanni*. Downloaded from <http://www.birdlife.org> on 12/1/2009.
- Bux M. 2008. Grillaio *Falco naumanni*. In: Bellini F., Cillo N., Giacoia V. & Gustin M.(eds.) L’avifauna di interesse comunitario delle gravine ioniche. Oasi LIPU Gravina di Laterza, Laterza (Ta), pp. 38-41.
- Bux M. Giglio P. & Gustin M. 2008. Breeding success of Lesser Kestrel *Falco naumanni* breeding in nest boxes and other sites in urban areas in southern Italy. *Acrocephalus*, 29 (137): 83-88.
- Kosecoff J. & Fink A., 1982. Evaluation basics: A practitioner’s manual. Newbury Park, CA:Sage Publications.
- Peet, N. B., and U. Gallo-Orsi. 2000. Action plan for the Lesser Kestrel. Council of Europe and BirdLife International, Cambridge, UK.
- Sewell M., 1999. The use of qualitative interviews in evaluation. University of Arizona website: <http://ag.arizona.edu/fcs/cyfernet/cyfar/evaldata.htm>.
- Patton M.Q.,1990. Qualitative evaluation and research methods (2nd ed.). Newbury Park, CA: Sage Publications.

Tavola rotonda
COMUNICARE L'ORNITOLOGIA

POSTER



RUOLO DELL'INFORMAZIONE E DELLA COMUNICAZIONE COME FATTORI DI FACILITAZIONE NEI PROCESSI DI CONDIVISIONE DELLE STRATEGIE DECISIONALI

FABRIZIO BULGARINI & BARBARA FRANCO

WWF Italia ONLUS – Via Po, 25/C – 00198 Roma (f.bulgarini@wwf.it)

Nell'ambito del progetto “Verso la Strategia Nazionale per la Biodiversità: i contributi della Conservazione Ecoregionale”, sviluppato dal WWF Italia e finanziato dal Ministero dell'Ambiente (MATTM), sono stati prodotti otto contributi per la Strategia Nazionale della Biodiversità (<http://www.minambiente.it>) tra cui: Il ruolo dell'informazione e della comunicazione come fattori di facilitazione nei processi di condivisione delle strategie decisionali.

Partendo dall'assunto che l'informazione e la comunicazione rappresentano delle leve determinanti di cambiamento, è necessario considerare la differenza tra informazione - intesa come movimento unidirezionale - e comunicazione - intesa come scambio attivo tra mittente e destinatario.

La comunicazione è il cuore di qualsiasi processo di condivisione ed è da considerarsi cruciale quando riguarda gli interventi sul territorio, dal momento che può determinare un reale cambiamento nel cittadino.

Alla luce di ciò, è quindi più appropriato parlare di “responsabilità” dell'informazione, piuttosto che del suo ruolo. Il tavolo di lavoro si è posto l'obiettivo di esplorare le responsabilità peculiari che l'informazione e la comunicazione hanno nei riguardi dei temi ambientali; peculiarità che attengono alla capacità di influire sui decisori e contribuire alla formazione delle decisioni strategiche.

Ciò è ancora più vero, se la strategia riguarda la “biodiversità”, termine che il grande pubblico ancora in gran parte ignora.

Occorre saper operare anche nell'ambito dell'educazione informale che si realizza nella vita quotidiana, negli ambiti sociali nei quali la gente si incontra, dai centri commerciali, alle biblioteche ai luoghi di svago. Questo tipo di comunicazione non esprime intenzionalità educative dichiarate, ma i messaggi che trasmette possono essere molto potenti.

Come risultato di questa analisi, si è cercato di tracciare degli orientamenti per la definizione di una strategia di informazione, educazione e comunicazione finalizzata alla sostenibilità. Al fine di facilitare una più ampia e cosciente partecipazione dei cittadini alla gestione del territorio si è cercato - attraverso una serie di strumenti e modelli differenziati - di individuare quelle azioni di comunicazione utili a ricostruire il rapporto individuale e collettivo con il territorio contribuendo alla crescita di un'opinione pubblica consapevole delle proprie responsabilità e dei propri diritti.

Il tavolo di lavoro ha elaborato i seguenti obiettivi (AA.VV., 2009):

Obiettivo 1. *La comunicazione ambientale come educazione alla convivialità.* La convivialità, intesa come capacità di “vivere insieme”, riguarda sia le relazioni fra le persone sia i rapporti fra il genere umano e le altre specie animali. La comunicazione ambientale legata alla biodiversità, deve farsi carico di questi messaggi in termini positivi, rimarcando gli aspetti utili e piacevoli di una nuova consapevolezza dell’abitare sulla Terra.

Obiettivo 2. *Spostare l’enfasi comunicativa dagli effetti alle cause* per spostare il baricentro dell’attenzione dalla spettacolarità degli esiti, alla profondità e complessità delle cause scatenanti, evitando termini allarmistici.

Obiettivo 3. *Contrastare un uso improprio della rappresentazione della natura.* La comunicazione ambientale deve farsi carico di una dimensione “comparativa”, in cui si commisurano una necessaria “pars costruens” dedicata alla comunicazione di contenuti ambientali ed una “pars destruens” dedicata alla demistificazione delle mitologie create in altri ambiti. Il problema non è dunque solo la scarsa presenza della comunicazione legata alla biodiversità, ma anche gli usi distorti delle immagini ambientali in altri ambiti non pertinenti.

Obiettivo 4. *Impostare la comunicazione ambientale in dimensione “transcalare,* ovvero a più livelli scalari sul territorio, ai quali dimensionare tecniche comunicative e linguaggi.

Obiettivo 5. *Potenziare la dimensione multimediale della comunicazione,* oggi costituita da mix di testi, immagini, video e messaggi orali, che trova nei mass media, internet in primis, un luogo di declinazione privilegiato.

Obiettivo 6. *L’opportunità dell’educazione alimentare come occasione di riflessione sul territorio e sulle sue valenze ecologiche.* Le tematiche della sana alimentazione, strettamente correlata alla qualità ambientale ed alla conservazione della biodiversità, rappresentano una straordinaria opportunità di recuperare l’attenzione nei confronti del territorio e dell’ambiente.

Obiettivo 7. *Lavorare sul senso di identità locale.* L’approccio ambientale alla biodiversità costituisce un’importante occasione di comprensione delle dinamiche complesse che legano la dimensione planetaria del globale e la percezione quotidiana del locale, con conseguente valutazione e valorizzazione congiunta dei caratteri accomunanti e degli elementi distintivi.

Il gruppo di lavoro ha elaborato anche alcune “raccomandazioni” utili a migliorare la sensibilità e la consapevolezza del pubblico nei confronti della biodiversità e garantire una comunicazione più efficace e corretta e un più elevato livello di partecipazione alle strategie di tutela della biodiversità. Poiché il futuro della biodiversità dipende dall’azione umana e richiede la riduzione delle fonti di minaccia, la tutela degli habitat, dei suoli e delle fonti di nutrimento, la comunicazione rivolta al grande pubblico dovrebbe non solo promuovere una maggiore conoscenza della natura e delle sue complesse dinamiche e indurre un maggiore sentimento di appartenenza ad essa, ma dovrebbe:

- favorire, tramite modalità interattive e processi decisionali inclusivi, la partecipa-

- zione dei cittadini al dibattito e alle decisioni circa l'uso e il futuro dei territori;
- in materia di biodiversità, essere improntata alla sobrietà e alla coerenza tra contenuti, fini e mezzi adottati, a una visione di ampio respiro e a un'azione di lungo periodo;
 - sostenere la ricerca, promuovere il potenziamento della capacità e della competenze comunicative degli enti interessati, nonché la formazione e l'aggiornamento dei professionisti della comunicazione;
 - promuovere la regolamentazione e l'autoregolamentazione della comunicazione pubblicitaria, soprattutto per le tematiche ambientali e legate alla tutela della biodiversità e della salute degli ecosistemi;
 - valorizzare il più possibile tutte le forme di difesa della natura, sia negli ambienti urbani sia extraurbani, attraverso la promozione del volontariato per la natura;
 - ampliare l'informazione sulla "zoomafia", far conoscere e sostenere l'azione di controllo e di difesa della legalità da parte delle Agenzie regionali per la protezione dell'ambiente, del Corpo Forestale dello Stato, dei Nuclei ecologici e antisofisticazioni dei Carabinieri, delle Guardie Ecologiche Volontarie, della Magistratura, ecc;
 - favorire la comprensione della connessione dei temi ambientali;
 - fornire al pubblico strumenti informativi chiari e semplici che li mettano in condizioni di adottare comportamenti corretti nei confronti dell'ambiente;
 - parlare maggiormente della flora e della fauna "qualunque", di casa nostra, e non solo di specie rare ed esotiche o dei casi eccezionali;
 - evitare la banalizzazione e la spettacolarizzazione della natura e la sua strumentalizzazione come richiamo turistico;
 - evidenziare e valorizzare i messaggi positivi senza banalizzarli.

Ringraziamenti. Gruppo di lavoro: Mario Tozzi, Piero Angela, Stefano Ardito, Fabrizio Carbone, Alessandra Farruggia, Marco Ferri, Mari Antonietta Quadrelli, Davide Papotti, Mario Salomone. Eugenio Duprè del MATTM-DPN.

Summary

Role of information and communication to facilitate consensus in decision strategies

A panel of experts elaborated a document with a proposal for an efficient communication of biodiversity issues. Seven goals were been proposed: 1. biodiversity communication as social education, 2. move emphasis from effects to root causes, 3. avoid improper representation of nature, 4. promote multi-scale communication, 5. improve use of multi-media, 6. promote use of food-quality issue, 7. use local identity.

BIBLIOGRAFIA

AA.VV., 2009. Ruolo dell'informazione e della comunicazione come fattori di facilitazione nei processi di condivisione delle strategie decisionali. MATTM-WWF ITALIA, pp. 40, Roma.

LE COLLEZIONI ORNITOLOGICHE DEL MUSEO TRIDENTINO DI SCIENZE NATURALI

MARIA CHIARA DEFLORIAN & PAOLO PEDRINI

*Museo Tridentino di Scienze Naturali – Via Calepina, 14 – 38122 Trento
(deflorian@mtsn.tn.it) (pedrini@mtsn.tn.it)*

Il materiale ornitologico del Museo Tridentino di Scienze Naturali (MTSN) è rappresentato da differenti tipologie di reperti, quali esemplari tassidermizzati, uova, nidi, sterni, ali e penne, organizzati in alcune raccolte. Tra di esse, le collezioni storiche del MTSN, assieme a quelle del vicino Museo Civico di Rovereto, conservano buona parte del materiale trentino descritto o citato dagli ornitologi di fine Ottocento e inizio Novecento. Le collezioni di recente istituzione mirano a descrivere la biodiversità attuale e ad essere utile riferimento per la divulgazione e la ricerca.

La collezione ornitologica storica conserva 1300 esemplari tassidermizzati, dei quali 280 in pelle. L'arco temporale coperto è pari a un secolo, a cavallo del 1900. I reperti più antichi derivano dalle collezioni naturalistiche del Museo Civico di Trento, successivamente cedute al Museo Civico di Storia Naturale (ora MTSN) fondato nel 1922. L'ampliamento della raccolta ebbe il suo massimo negli anni '20 e '30 del secolo scorso. In questo periodo il Museo riuscì a coinvolgere numerosi appassionati, dando vita a una vera e propria rete di collaboratori volontari distribuiti sul territorio. Ciò permise l'arricchimento delle collezioni grazie a frequenti donazioni, spesso consistenti di singoli esemplari. La collezione ornitologica storica, curata tra il 1922 e il 1942 da Guido Castelli, può dirsi di ambito alpino, poiché più dell'80% del materiale con località certa proviene dal Trentino (Fig. 1). Gli ordini più rappresentati sono Passeriformi, Caradriformi, Falconiformi e Anseriformi (Fig. 2).

Le altre collezioni ornitologiche storiche del MTSN sono relative a uova, nidi e sterni di uccelli, questi ultimi derivanti per la maggior parte da animali tassidermizzati conservati nella collezione sopra descritta. Tali raccolte contano complessivamente 320 reperti, dei quali solo pochi dispongono di dati di raccolta. La valenza di questi materiali è quindi prevalentemente didattico-ostensiva e di confronto.

A partire dal 1995 è ripresa l'attività di incremento delle collezioni ornitologiche. Le nuove tassidermizzazioni sinora realizzate sono circa 400; oltre la metà dei reperti è preparato in pelle. Altre raccolte di recente creazione, costituite principalmente a fini didattici e di confronto a partire da esemplari non tassidermizzabili, sono la Collezione ali e la Collezione penne e piume, che complessivamente conservano 350 reperti. Il progressivo e costante arricchimento di queste collezioni è reso possibile dalla collaborazione con il Servizio Foreste e Fauna della Provincia Autonoma di Trento, che cede periodicamente al MTSN le carcasse degli esemplari di specie protette rinvenute dal proprio personale. Come già osservato per la collezione or-

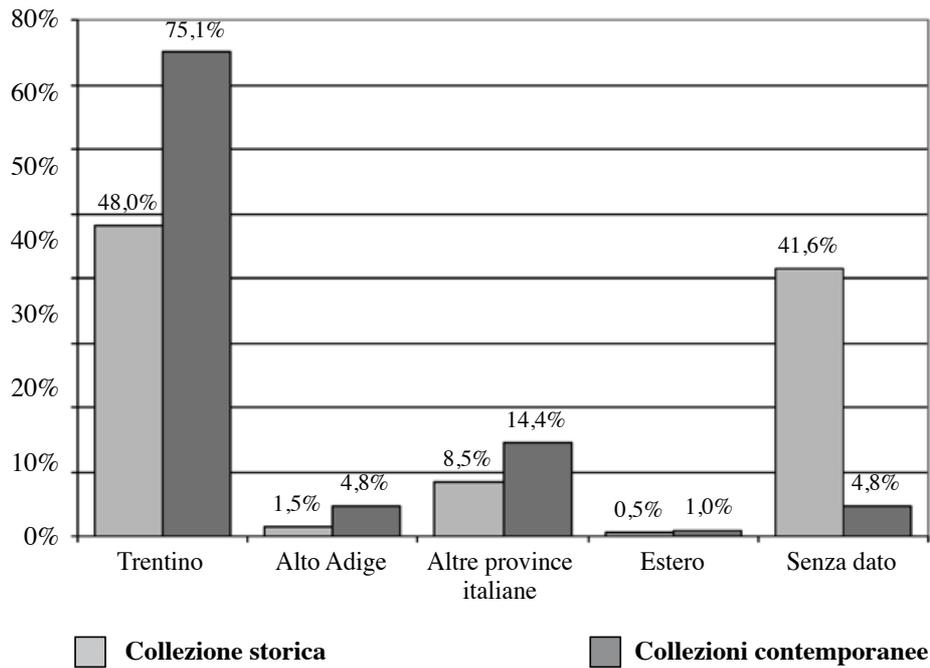


Fig. 1. Provenienza dei reperti appartenenti alla collezione ornitologica storica e alle collezioni contemporanee, espressa in percentuale.

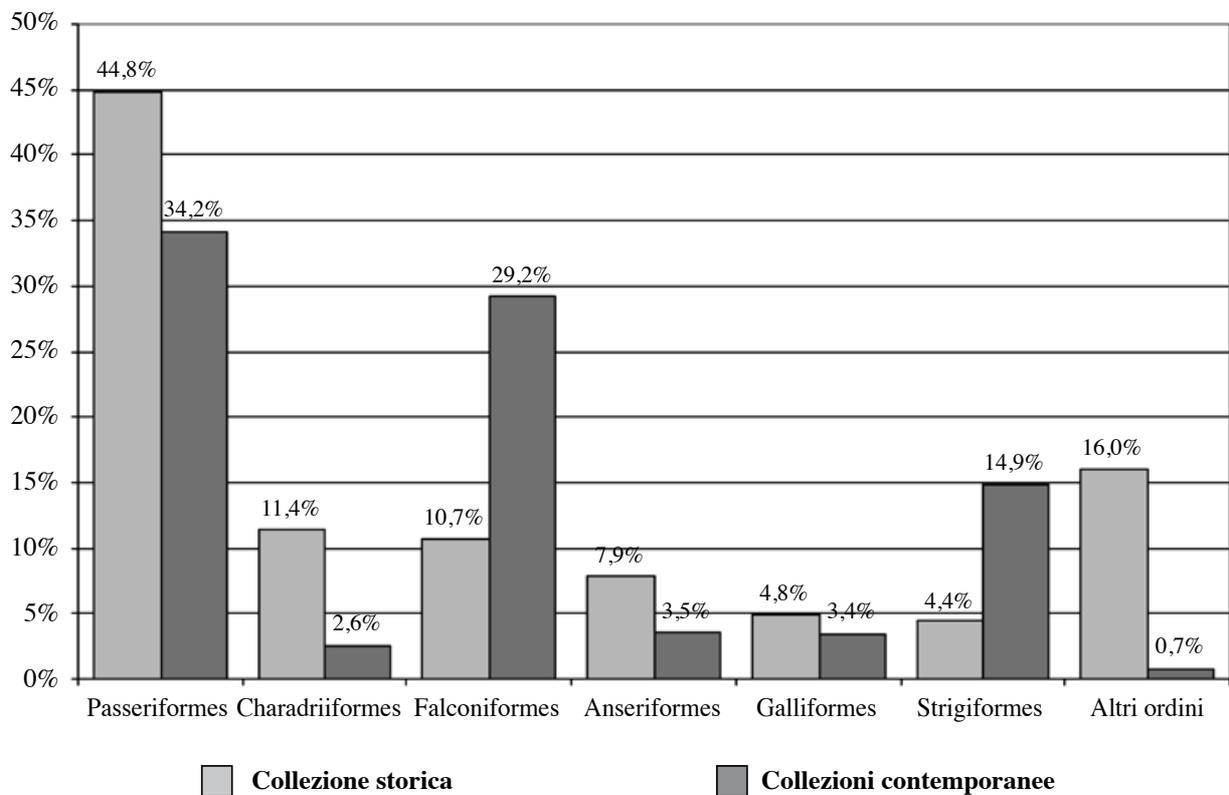


Fig. 2. Composizione percentuale per ordine della collezione ornitologica storica e delle collezioni contemporanee.

nitologica storica, anche le raccolte contemporanee dimostrano uno stretto legame con il territorio, poiché la maggior parte dei reperti è di provenienza trentina (Fig. 1). Gli ordini più rappresentati sono Passeriformi, Falconiformi, Strigiformi e Pici-formi (Fig. 2).

Ringraziamenti. Si ringraziano tutti coloro i quali, dal 1995 ad oggi, hanno partecipato alle attività di preparazione, restauro, riordino e catalogazione delle collezioni ornitologiche, ed in particolare: Barbara Bellini, Francesco Ceresa, Alessandro Franzoi, Luigi Marchesi, Fabio Osti, Francesca Paoli, Matteo Pegoretti, Rachele Plank, Osvaldo Negra, Franco Rizzolli, Juri Simoncini, Karol Tabarelli de Fatis, Claudio Tomasi, Sabrina Valentini.

Summary

The ornithological collections of the Museo Tridentino di Scienze Naturali

The ornithological material of the Museo Tridentino di Scienze Naturali (MTSN) is organised in collections composed by different kinds of objects, like taxidermy specimens, eggs, nests, breastbones, wings and feathers. The historical ornithological collection preserves 1300 specimens (mounted specimens and study skins) collected between 1850 and 1950. Over 80% of the material with certain locality comes from Trentino and the most represented orders are Passeriformes, Charadriiformes, Falconiformes and Anseriformes. Other historical collections concern eggs, nests and breastbones. They count in total 320 specimens and their main interest is as comparison material. They can also be useful for educational and exhibition purposes. Since 1995 the implementation of the ornithological collections led to the acquisition of 750 new objects (taxidermy specimens, wings, feathers). This more recent collections show a strong connection with the territory, since over 75% of specimens comes from Trentino.

COMUNICARE L'ORNITOLOGIA: PROGETTO PER L'ALLESTIMENTO DI DUE SALE DEL MUSEO ORNITOLOGICO/NATURALISTICO DI CANDELETO (PIETRALUNGA, PG)

ANGELA GAGGI

Via dell'Antico Forno, 2 – 06012 Città di Castello (PG) (angigaggi@libero.it)

Viene presentato il progetto per l'allestimento di due sale del Museo Ornitologico/Naturalistico di Candeleto (Pietralunga, PG), realizzato nel 2007 per conto di C.A.R.D.E.A. (Consorzio Altotiberino Risorse Educazione Ambientale), con cui si è proposta una nuova sistemazione di parte della raccolta zoologica "Silvio Bambini". La necessità di rinnovare l'assetto di alcuni spazi del piccolo museo è stata determinata dal fatto che, ad eccezione di due ecorami (palude e bosco), un gran numero di esemplari risultava semplicemente riunito per gruppi sistematici affini, in vetrine di vecchia concezione e senza indicazioni relative a biologia ed ecologia delle specie, con evidenti difficoltà di gestione delle informazioni.

Con lo scopo di realizzare un percorso a fruibilità differenziata da integrare con gli allestimenti già presenti, si sono proposti dei modelli di ecorami di ambiente urbano e campagna (oltre ad alcuni diorami dedicati a singole specie), da posizionare all'interno di due delle sei sale riservate alla mostra, cercando di coniugare le esigenze espositive e didattiche con la limitatezza di spazi e risorse a disposizione.

Vetrine. Si è cercato di sfruttare quanto più possibile lo spazio occupato dalle vetrine, comunque di dimensioni medio-piccole (max cm 300 x 210 x 60), dotandole di una serie di cassetti al di sotto del piano espositivo, a guisa di piccoli magazzini e strumenti didattici per il *touch and see* (Bell Museum, 2007). Al loro interno, infatti, possono essere riposti vari materiali (penne, borre, altri reperti biologici, calchi, ecc...) a supporto dei singoli allestimenti e che il personale del museo può usare ad integrazione del percorso.

Sfondi e piani d'appoggio delle vetrine. Gli sfondi sono stati riprodotti attraverso pannelli fotografici degli ambienti: una soluzione che mantiene immediatezza e precisione nella comunicazione e risulta abbastanza leggera ed elastica da poter includere *poster* esplicativi o piccole ricostruzioni di parti di *habitat*, come collegamento tra rappresentazione artificiale e ambiente naturale (cfr. Paine, 1986).

I pavimenti delle vetrine riprendono l'immagine dello sfondo e sono riprodotti con materiale artificiale.

Uso dei preparati. I reperti zoologici da esporre sono stati scelti in base all'ambiente considerato ed al livello della preparazione. Nei casi di specie rappresentative ma preparate in modo scadente, errato o non presenti in collezione, si è suggerito l'uso di immagini fotografiche (anche stampate a rilievo) che hanno per di più il merito di alleggerire la presentazione.

I singoli pezzi sono stati sistemati direttamente sul piano d'appoggio delle vetrine o su supporti in plexiglas fissati allo sfondo a varie altezze, in corrispondenza di punti significativi per le diverse specie.

Elementi descrittivi. Ogni vetrina è provvista di una pulsantiera per le vocalizzazioni. Ciascun pulsante (di diverso colore a seconda della specifica fenologia) è abbinato ad una scheda che si riferisce ad una specie esposta e ne riporta disegno della sagoma (come disposta nella presentazione), nome comune e scientifico e distribuzione geografica in italiano, inglese e *braille*. La possibilità di ascoltare le vocalizzazioni rende fruibile il museo anche a visitatori non vedenti che possono poi accedere ad altre informazioni grazie ad ulteriori contributi sonori, già presenti nella struttura, ed ai cassetti didattici.

All'interno delle vetrine, è stata prevista la collocazione di *poster* sintetici per descrivere la tipologia ambientale esposta. Altri pannelli possono essere appesi alle pareti ad integrazione di aspetti che si ritiene utile approfondire e per gli utenti in cerca di maggiori informazioni (Bertram, 1982).

Gli ecorami. Si è proposto un allestimento in forma di ecorami e diorami, che rendono subito evidente il rapporto tra specie e ambiente, grazie alla ricostruzione degli *habitat* e/o di particolari fasi del ciclo vitale degli animali esposti.

Gli ecorami prendono spunto dal territorio circostante, con specie e habitat locali, e a questo vogliono idealmente tornare proponendo momenti della giornata e dell'anno che richiamano i cicli naturali del tempo, rendendo maggiormente fruibile la struttu-

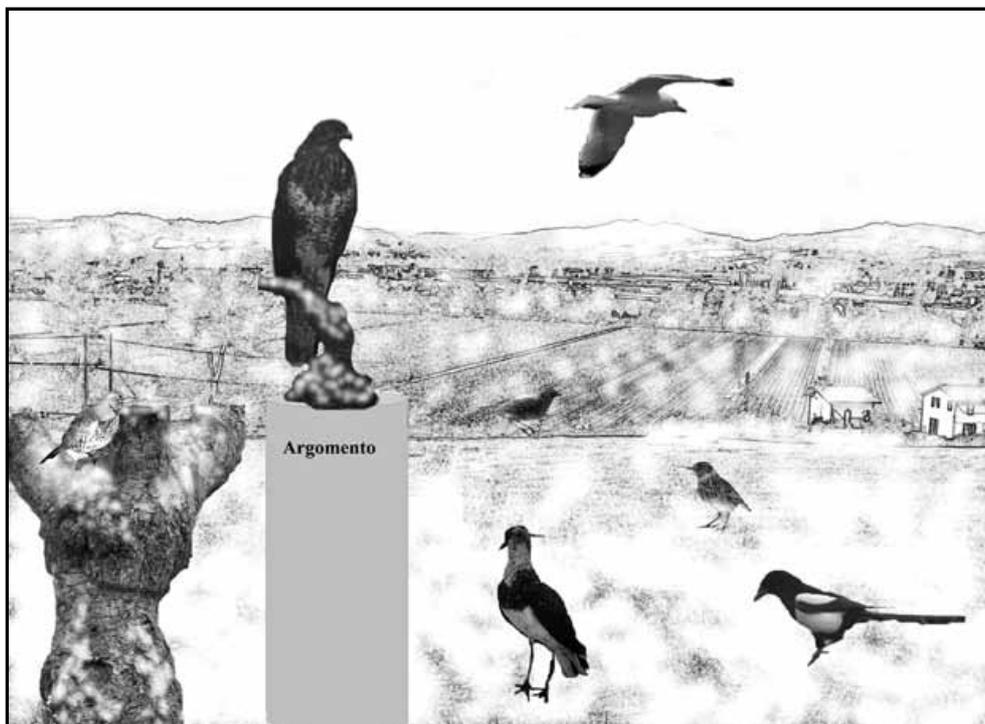


Fig. 1. Un ecorama: l'ambiente campagna autunno/inverno.

ra nelle diverse stagioni. Il museo è collegato con una serie di percorsi naturalistici, perciò la corrispondenza tra offerta interna ed esterna risulta particolarmente utile. L'ambiente urbano è stato proposto come edificato e verde pubblico e/o privato, nelle due modalità d'illuminazione diurna e notturna. Le stesse modalità sono state previste anche per l'ambiente campagna primavera/estate, proposto anche durante il periodo autunno/inverno in modalità diurna (Fig. 1).

Per ogni ecorama, si è consigliato un numero massimo di specie da esporre per non appesantire la presentazione e consentirne una più agevole lettura.

Per favorire concentrazione e resa visiva, le sale devono presentarsi in semioscurità, le vetrine devono essere al buio e accese solo al momento dell'osservazione.

I diorami. Hanno riguardato alcune specie di particolare interesse per l'area, che si è ritenuto di dover collocare in spazi più piccoli e specie-dedicati. Sono state predisposte vetrine o addirittura bacheche da parete o centro-sala, concepite secondo gli stessi criteri già esposti riguardo a sfondi, pulsanti e informazioni.

Si ritiene che un aspetto funzionale di questi microdiorami sia quello della facilità di allestimento che consente anche di creare nuove piccole esposizioni *ad hoc*, in concomitanza, per esempio, con mostre tematiche.

Ringraziamenti. Desidero ringraziare il C.F.S. (gestore del museo) nella persona dell'Ispettore Sauro Bartocci, mio marito Andrea Maria Paci e mia sorella Roberta.

Summary

Communicating ornithology: project for ornithological displays in two rooms of the Ornithological/Naturalistic Museum in Candeletto (Pietralunga, PG)

The author presents her project for ornithological displays in two rooms located in the Ornithological/Naturalistic Museum in Candeletto (Pietralunga, PG).

A new arrangement was required, because a lot of material was still displayed in old-fashioned ways and structures with clear difficulties in managing information. Beside some diorama for single species, the author proposed some patterns of ecorama connected to urban and country environment, trying to combine displaying and didactic needs with limited spaces and budget.

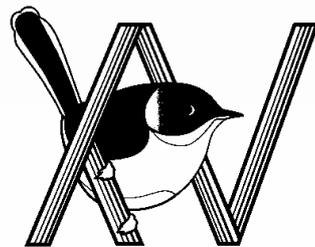
BIBLIOGRAFIA

- Bell Museum , 2007. www.bellmuseum.org/touchandsee.html.
- Bertram B., 1982. Display technology for small museums. Museums Association of Australia, NSW.
- Paine C., 1986. The local museum: notes for amateur curators. Area Museums Service for South Eastern England, Milton Keynes.

Tavola rotonda

AVIFAUNA URBANA E ATLANTI ORNITOLOGICI

COMUNICAZIONI



GLI ATLANTI ORNITOLOGICI URBANI. UNO SGUARDO D'INSIEME

MAURIZIO FRAISSINET⁽¹⁾ & MARCO DINETTI⁽²⁾

⁽¹⁾ASOIM, C.P. 253, 80046 San Giorgio a Cremano (NA)

⁽²⁾Ecologia Urbana, Viale Petrarca 103, 57124 Livorno

INTRODUZIONE

A distanza di 15 anni dalla pubblicazione nel 1995 del lavoro che fissava le linee guida per la realizzazione degli atlanti ornitologici urbani in Italia (Dinetti et al., 1994) è sembrato opportuno, in occasione del XV Convegno Italiano di Ornitologia, fare il punto sulla produzione e sui risultati relativi agli atlanti ornitologici urbani nel nostro paese.

L'Italia con 48 atlanti urbani, di cui 30 pubblicati, è il paese al mondo con la maggiore produzione in questo settore. Per avere un'idea si pensi che la nazione collocata al secondo posto in questa speciale classifica è la Germania con solo 9 atlanti pubblicati. Uno dei motivi di tanto fermento ed interesse su questo tema è da attribuire probabilmente anche alla pubblicazione, 15 anni orsono, delle linee guida per la compilazione degli atlanti urbani (Dinetti et al., 1994), che ha avuto il pregio di contribuire ad uniformare metodologicamente, nei limiti del possibile, la maggior parte degli atlanti urbani italiani. Una tale ricchezza di atlanti urbani, molti dei quali realizzati con metodi standardizzati, ci consente di effettuare un'analisi su alcuni aspetti metodologici e su alcuni risultati.

AREA DI STUDIO E METODI

La figura 1 riporta la distribuzione degli atlanti urbani italiani. Per alcune città (Milano, Cremona, Firenze, Livorno, Grosseto, Roma e Napoli) la ricerca è stata ripetuta più di una volta a distanze di tempo regolari. Diversi atlanti hanno indagato anche lo svernamento o l'intero periodo dell'anno. In questa analisi ci riferiremo solo ai dati relativi al periodo riproduttivo. In linea con le indicazioni per la standardizzazione dei metodi proposte da Dinetti et al. (1995) 26 atlanti, relativi a città o a superfici da indagare inferiori ai 50 Km², hanno adottato unità di rilevamento di 0,5 Km di lato: Biella, Cossato, Brescia, Bergamo, Pavia, Voghera, Cremona 1, Cremona 2, Crema, San Donà di Piave, Portogruaro, La Spezia, Parma, Reggio Emilia, Forlì, Lucca, Pisa, Livorno 1, Livorno 2, Grosseto1, Grosseto 2, Viterbo, Parco Regionale Appia Antica, Lido di Ostia, Martina Franca, Caltanissetta. 17 atlanti, sia perché riguardanti città di dimensioni maggiori, sia perché relativi a territori di maggiore estensione, hanno adottato unità di rilevamento di 1 chilometro di lato: Asti, Milano 3, Trento, Venezia, Marcon, Padova, Udine, Genova, Firenze 1, Firenze 2, Firenze 3, Prato, Roma 1, Roma 2, Napoli 1, Napoli 2, Cagliari. Altri 4 atlanti, hanno adottato,



Fig. 1. Città italiane in cui è stato pubblicato o portato a termine un atlante urbano.

invece, dimensioni diverse dell'unità di rilevamento, da 0,6 a 2 Km di lato: Varese, Milano 1, Milano 2, San Donà e Musile di Piave, ed uno, infine, quello di Torino, ha adottato il metodo di suddivisione per biotopi. Il numero di rilevatori contato su 41 atlanti è risultato complessivamente di 730, sebbene ci può essere qualche ripetizione, e pertanto può assestarsi più prudenzialmente sulle 700 unità. Tre atlanti si sono basati su di un solo rilevatore: Biella, Marcon, Reggio Emilia, mentre l'atlante di Roma è risultato essere quello che finora ha impegnato il maggior numero di rilevatori: 67.

RISULTATI E DISCUSSIONE

Il valore medio percentuale del rapporto Non Passeriformi / Totale specie nidificanti per gli atlanti urbani italiani, calcolato su di un campione di 40 atlanti, è risultato essere di 34,9% (DS + / - 6,7). Per l'avifauna italiana nidificante tale valore si assesta sul 54% . Il rapporto Non Passeriformi / Passeriformi nidificanti per lo stesso campione di atlanti urbani è risultato di 0,53 (DS + / - 0,17). Per l'avifauna italiana nidificante tale valore è di 1,2. Entrambi i valori in ambito urbano risultano essere inferiori quindi al valore ricavabile su scala nazionale, a dimostrazione del fatto che le città selezionano soprattutto specie di dimensioni ridotte (Fraissinet e Fulgione, 2008). Per 25 atlanti è stato possibile stilare una classifica delle 10 specie più frequenti in

Passera d'Italia 213 (23)	Rondine 34 (14)
Merlo 198 (23)	Passera mattugia 24 (6)
Verzellino 118 (16)	Passera sarda 20 (2)
Verdone 105 (20)	Gazza 18 (5)
Capinera 95 (18)	Corriere piccolo 7 (1)
Cardellino 92 (19)	Taccola 6 (2)
Storno 82 (12)	Storno nero 6 (1)
Tortora dal collare 76 (13)	Ballerina bianca 5 (3)
Rondone 70 (13)	Gheppio 5 (2)
Colombo 58 (11)	Sparviere 5 (1)
Cinciallegra 42 (13)	Occhiocotto 2 (2)
Cornacchia 42 (8)	Beccamoschino 2 (1)
Balestruccio 40 (9)	Cuculo 1 (1)
Fringuello 37 (8)	Usignolo 1 (1)

Tab. 1. Elenco delle specie più frequenti (percentuale di copertura dei quadranti) nei 25 atlanti urbani realizzati in Italia.

ciascun atlante, intese quale percentuale di unità di rilevamento occupate sul totale. Stabilendo un punteggio decrescente da 10 ad 1 per la posizione in tale classifica, e sommando tali punteggi, si ottengono i risultati riportati in tabella I. Si nota che il primo Non Passeriforme è la Tortora dal collare, collocata all'8° posto. Analizzando le classifiche delle singole città spiccano il 10° posto del Gheppio a Napoli, il 1° posto della Cornacchia grigia a Biella e il 6° dello Sparviere sempre a Biella. Nelle città sarde e siciliane il primo posto è appannaggio della Passera sarda.

Molto interessante, infine, il confronto del valore percentuale delle specie nidificanti in contesti urbani appartenenti alla categoria corologica "Paleartico-orientale", a confronto con le specie nidificanti nelle rispettive regioni (da considerare aree vaste rispetto alle città in esse comprese) e in Italia. Il valore è molto più alto in città. In Lombardia si va dal valore minimo del 16% di Varese a quello massimo del 20% di

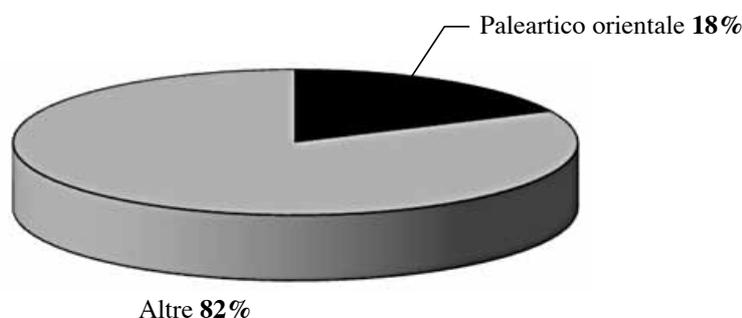


Fig. 2. Componente delle specie appartenenti alla categoria corologica del Paleartico orientale riscontrata negli atlanti urbani.

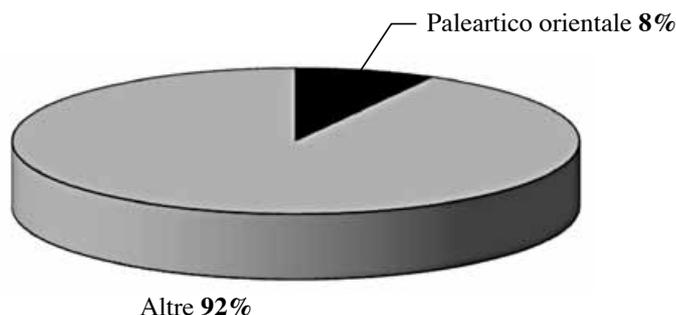


Fig. 3. Componente delle specie appartenenti alla categoria corologica del Palearctico orientale riscontrata in Italia.

Pavia, contro il 9% della regione; in Toscana si va dal minimo del 15% di Grosseto al massimo del 19% di Pisa, a fronte di un 9% per l'avifauna regionale. In Italia, su 24 atlanti urbani, si è calcolato un valore percentuale medio di specie nidificanti appartenenti alla categoria corologica del Palearctico orientale pari a 17,9% (Fig. 2), con una Deviazione Standard di +/- 2,6 mentre il valore dell'avifauna nidificante in Italia è dell'8% (Fig. 3). Un dato interessante che viene interpretato con il fatto che le specie iscritte in tale categoria occupano un areale molto vasto (comprende infatti anche la regione Indomalesiana) e pertanto in grado di colonizzare una più elevata capacità di ambienti e contesti geografici (Fraissinet e Fulgione, 2008). Interpretazione che viene suffragata anche dall'analisi corologica della flora urbana di città come quella di Roma, dove il 47% delle specie ha un'origine euro-asiatica (Celesti Grapow, 1995).

Summary

Urban birds atlas in Italy. A review

In Italy 48 urban bird atlases (30 published) has been realized up till now. This is the more worldwide productive country. One of the driver for this success was the publication, in 1994, of guide-lines for standardization of methods. Many atlases (26) have utilized a grid system with units of 0.25 sq. km, and 17 of that studies units of 1 sq. km in size. The relationship for breeding Non-Passeriformes/Passeriformes is 0.53. The most spreaded species are: Italian Sparrow, Blackbird, Serin, Greenfinch, Blackcap, Goldfinch, Starling, Collared Dove, Swift, Feral Pigeon.

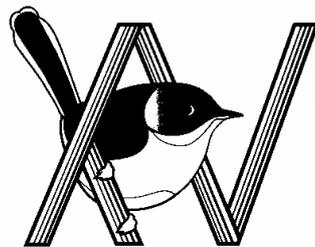
BIBLIOGRAFIA

- Celesti Grapow L., 1995. Atlante della flora di Roma. Argos ed., Roma.
- Dinetti M., Cignini B., Fraissinet M. & Zapparoli M., 1994. Gruppo di lavoro "Atlanti ornitologici urbani italiani": standard per le ricerche sull'avifauna di ambienti urbanizzati. Riv. ital. Orn., 64: 141-149.
- Fraissinet M. & Fulgione D., 2008. Comparative analysis of the breeding avifauna of Italian cities. Avocetta, 32: 21-30.

Tavola rotonda

AVIFAUNA URBANA E ATLANTI ORNITOLOGICI

POSTER



L'ATLANTE DEGLI UCCELLI NIDIFICANTI DELLE PROVINCE DI ASCOLI PICENO E FERMO

ANDREA BRUSAFERRO⁽¹⁾, PAOLO FORCONI⁽²⁾, MAURIZIO FUSARI⁽²⁾, GIORGIO MARINI⁽²⁾,
FRANCESCO RENZINI⁽³⁾, NAZZARENO POLINI⁽⁴⁾ & MASSIMILIANO MANCINI⁽⁵⁾

*Università degli Studi Di Camerino, Dipartimento di Biologia MCA – Via Gentile III da Varano, snc
62032 Camerino (MC) (andrea.brusaferro@unicam.it)
CHIROS – Via Nazionale, 67 – 62010 Sforzacosta (MC)
Corpo Forestale dello Stato, Stazione di Fiastra – 62010 Pollenza (MC)
Studio Naturalistico PAN, Via Vallescura, 47 – 63023 Capodarco di Fermo (FM)
AGROTECNA – Via Gaico, 25 – 63030 Castorano (AP)*

Le Province di Ascoli Piceno e Fermo, allo scopo di aumentare le conoscenze sull'avifauna nidificante e ottenere strumenti di pianificazione e gestione territoriale, hanno finanziato questa ricerca nel periodo compreso fra il 2004 e il 2006; il progetto è stato cofinanziato dalla Regione Marche nell'ambito dei programmi di gestione faunistico ambientale (L.388/2000, Misura A, Submisura A2). I dati ottenuti sono stati integrati con altri monitoraggi effettuati dagli autori nel periodo precedente al finanziamento (2002–2003) e in quello successivo (2007–2009).

La morfologia del territorio di studio mostra un contrasto tra la porzione occidentale prevalentemente montuosa, immersa nel Parco Nazionale dei Monti Sibillini e nel Parco Nazionale del Gran Sasso - Monti della Laga e quella orientale essenzialmente collinare, che costituisce circa il 65% del territorio. L'escursione altimetrica è compresa tra 0 e 2476 m; sono presenti quattro piani altitudinali della vegetazione (Francalancia, 1987): il piano mediterraneo (0-200 m), il piano collinare (200-1000 m), il piano montano (1000-1800 m) ed il piano appenninico - alto appenninico (>1800 m). I corsi d'acqua hanno un regime torrentizio, ridotta lunghezza, ampi letti ghiaiosi e scarsa vegetazione ripariale, soprattutto lungo il tratto più planiziale. I laghi sono di modeste dimensioni; l'unico lago naturale è il Lago di Pilato, vallivo di escavazione glaciale posto in prossimità della cima del Monte Vettore (2476 m). Tutti gli altri bacini lacustri sono artificiali e utilizzati a scopo idroelettrico. Oltre ai già citati Parchi Nazionali, sono presenti la Riserva Naturale della Sentina, 4 ZPS e 20 SIC; quest'ultimi, spesso in sovrapposizione con le aree già tutelate, vanno a costituire una rete concentrata prevalentemente sul territorio alto-collinare e montano. Fanno eccezione la ZPS "Sentina" e il SIC "Boschi di Ripatransone" che sono localizzati nei settori più costieri.

Il dettaglio di rappresentazione è riferito a una griglia a maglia quadrata di 5km di lato su base UTM, impostato per garantire l'integrazione con il reticolo del Programma Nazionale di monitoraggio dell'avifauna nidificante (MITO 2000). La suddivisione in quadranti ha portato all'individuazione di 102 tavolette UTM con una superficie massima di 25 kmq.

Specie	Fr	Nid	Specie	Fr	Nid	Specie	Fr	Nid
Averla piccola	34,6	C	Martin pescatore	9,8	C	Garzetta	3,9	E
Ortolano	27,5	P	Calandro	7,8	P	Fratino	2,9	C
Pellegrino	15,7	C	Aquila reale	7,8	C	Calandrella	2,9	P
Falco pecchiaiolo	15,7	P	Coturnice	5,9	C	Cavaliere d'Italia	2,9	C
Tottavilla	14,7	P	Succiacapre	4,9	P	Gufo reale	1,0	C
Gracchio corallino	13,7	C	Balia dal collare	3,9	C	Lanario	1,0	C
Nitticora	9,8	E	Tarabusino	3,9	C			

Tab. 1. Specie di interesse comunitario, frequenza (Fr) e categorie di nidificazione (Nid): eventuale (E), probabile (P) e certa (C).

Il rilevamento è stato effettuato dal 1° maggio al 31 luglio; le categorie di nidificazione sono state valutate secondo la codifica PAI (Progetto Atlante Italiano) (Menschini & Frugis, 1993). Per quanto riguarda i rapaci diurni è stato svolto un monitoraggio mediante ascolto e *playback* dei versi territoriali. Sulla base dei dati ottenuti con i sopralluoghi sono state ricavate le seguenti informazioni:

I) elenco delle specie nidificanti; II) distribuzione delle classi di ricchezza; III) numero e tipo delle specie di interesse comunitario; IV) aree di interesse ornitologico. Sono state rilevate complessivamente 128 specie nidificanti, di cui 97 accertate (76%), 25 probabili (19%) e 6 eventuali (Garzetta, Biancone, Lodolaio, Piro piro piccolo, Rondone maggiore e Averla capirossa). I non-passeriformi sono rappresentati da 48 taxa (37,5%), mentre i passeriformi sono costituiti da 80 taxa (62,5%), con un rapporto di 1,7. Il numero delle specie per tavoletta varia tra 16 e 75 con una media di 44,4 specie. La valutazione delle tavolette in classi di ricchezza specifica mostra un andamento unimodale, con un picco nella classe corrispondente a 41-50 specie.

Con riferimento allo stato di conservazione a livello europeo, sono state rilevate 20 specie di interesse comunitario (15,6%), di cui 12 accertate, 6 probabili e 2 eventuali (Tab. 1).

La distribuzione delle tavolette con maggiore ricchezza mostra una concentrazione nelle aree del Parco Nazionale dei Monti Sibillini, nella ZPS "Monte Ascensione" e nel SIC "Montefalcone Appennino-Smerillo". Altre aree di interesse, per la nidificazione di Nitticora, Tarabusino, Fratino e Calandrella, sono presenti lungo alcuni corsi d'acqua e tratti di litorale, che, ad eccezione della Riserva Naturale della Sentina, non presentano forme di tutela (Fig. 1).

Considerando i quadranti con il maggior numero di specie di interesse naturalistico, si osserva che esse si raggruppano nei seguenti settori:

1. Settore occidentale appenninico (M.Sibilla, M.Porche, M.Vettore e M.Ceresa)
2. Settore meridionale appenninico (M.Comunitore, Umito, M.Teglia);
3. Settore planiziale e collinare del Fiume Tenna;
4. Montefalcone Appennino;

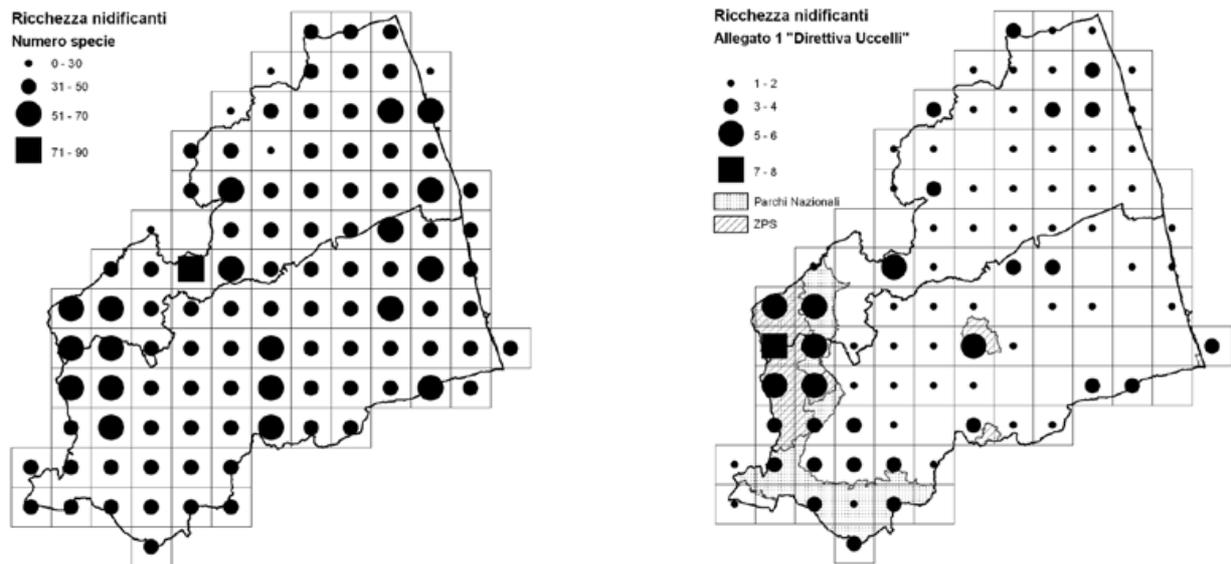


Fig. 1. Distribuzione delle specie nidificanti.

5. Medio e basso corso del Fiume Menocchia;
6. Settore pianiziale e foce del Fiume Tronto (Colli del Tronto-Sentina);
7. Monte dell'Ascensione;
8. Montagna dei Fiori.

Infine, va sottolineata l'importanza che tutto il territorio riveste nei confronti di altre specie che a livello regionale presentano una distribuzione fortemente localizzata e che nell'area indagata trovano habitat idoneo alla riproduzione: Astore, Rondone maggiore, Cappellaccia, Rondine rossiccia, Merlo acquaiolo, Sordone, Codirossone, Picchio muraiolo, Gracchio alpino, Passera sarda e Fringuello alpino.

Summary

Atlas of breeding birds in the provinces of Ascoli Piceno and Fermo

Censuses were carried out to know the breeding birds in the provinces of Ascoli Piceno and Fermo (2002-2009). The detail of survey is a UTM grid of 5km on each side. The authors found 128 breeding species. The greater specific richness is found in the Monti Sibillini National Park, in the ZPS "Monte Ascensione" and in the SIC "Montefalcone Appennino-Smerillo".

BIBLIOGRAFIA

- Francalancia C., 1987. Lineamenti fitogeografici del territorio marchigiano. In Marche: il ruolo della Regione e delle Province nella via adriatica dello sviluppo; aggiornamenti scientifici e didattivi. Atti XXXI Convegno nazionale, Urbino: 19-28.
- Meschini E. & Frugis S. (eds), 1993. Atlante degli uccelli nidificanti in Italia. Suppl. Ric. Biol. Selvaggina, XX. 344 pp.

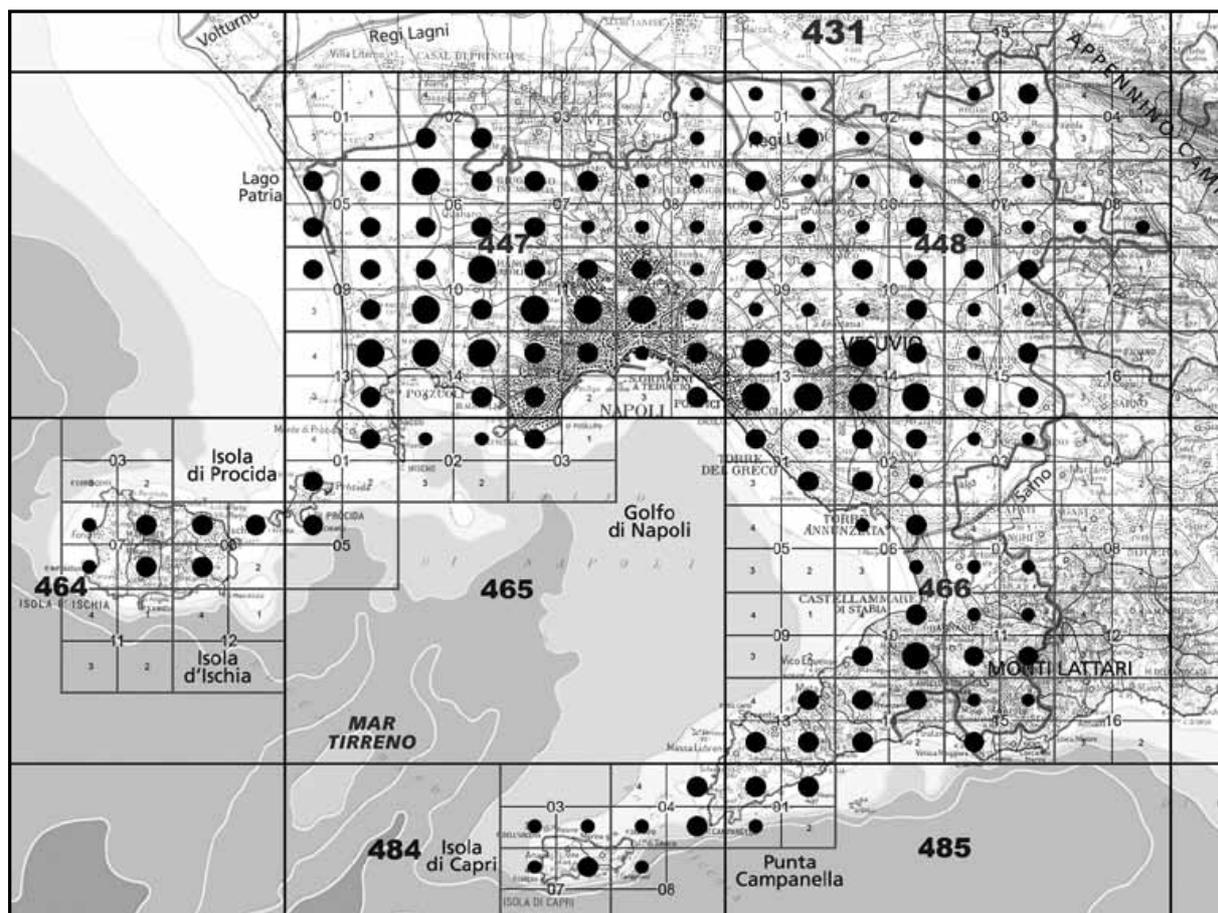
ATLANTE DEGLI UCCELLI NIDIFICANTI IN PROVINCIA DI NAPOLI

MAURIZIO FRAISSINET & DANILA MASTRONARDI

*Associazione Studi Ornitologici Italia Meridionale, ASOIM Onlus – C.P. 253
80046 San Giorgio a Cremano (NA)*

In Italia, dal 1977 ad oggi, sono stati pubblicati ben 26 atlanti ornitologici provinciali. Nessuno purtroppo riferito a province dell'Italia meridionale. Un Atlante degli uccelli nidificanti della Provincia di Napoli era stato avviato alla metà degli anni '80 con la pubblicazione dei dati parziali su di una rivista specializzata; successivamente, per mancanza di fondi, il progetto è confluito nell'Atlante regionale della Campania. Avvalendosi di un contributo dell'Amministrazione provinciale, Assessorato Agricoltura, Parchi e Protezione Civile, relativo all'annualità 2007, l'Associazione Studi Ornitologici Italia Meridionale - ASOIM Onlus - ha avviato nel 2007 un progetto di ricerca finalizzato alla realizzazione dell'Atlante degli uccelli nidificanti in Provincia di Napoli. Il progetto è durato tre anni (2007/2009).

Il territorio provinciale, esteso 1171 chilometri quadrati, occupa, in posizione costiera e centrale, appena l' 8,6% del totale regionale, in esso però risiedono oltre 3 milioni di persone, equivalenti al 52% degli abitanti della Campania. Sebbene il fenomeno demografico appaia in leggero calo negli ultimi anni, l'elevata densità di popolazione costituisce per quest'area un elemento critico, per le serie implicazioni che derivano dalla convivenza con un territorio dalle spiccate caratteristiche vulcaniche e sismiche, e per il grande impatto che una presenza umana così concentrata inevitabilmente ha nei confronti delle componenti naturali del territorio. Dal punto di vista geografico la parte settentrionale della provincia, confinante con quella di Caserta, rappresenta il settore meridionale della pianura alluvionale campana e termina in prossimità dei rilievi collinari dei Campi Flegrei, al largo dei quali si rinvengono le isole di Procida, Vivara ed Ischia, con Nisida praticamente attigua alla costa. Procedendo in direzione sud, si incontra una piccola piana costiera che fa da spazio divisorio nei confronti del complesso vulcanico Somma-Vesuvio; superato il vulcano, si scende nella piana alluvionale del fiume Sarno, per poi risalire bruscamente in coincidenza con le prime propaggini dei Monti Lattari, che con il Monte Sant'Angelo a Tre Pizzi, condiviso con la provincia di Salerno, fissano il massimo altitudinale della provincia a quota 1443 metri. I Monti Lattari, nella parte distale, si protendono verso il mare formando la Penisola Sorrentina, chiusa a mare dall'isola di Capri. Allontanandosi quindi dalla costa, verso est, si rinviene la piana nolana, che termina con la cornice dei rilievi preappenninici dei Monti di Avella e con la catena appenninica dei Monti del Partenio, gran parte della quale ricade nelle province di Avellino e Benevento. Il clima, nel suo insieme, presenta caratteristiche tipicamente mediter-



● 1-19 ● 20-39 ● 40-59

Fig. 1. Ricchezza di specie per quadrante.

raanee, con un periodo estivo secco, un massimo di precipitazioni nel tardo autunno ed una graduale diminuzione delle precipitazioni in inverno ed in primavera. La piovosità media è di 1069 mm, con una frequenza delle precipitazioni di 88 giorni, una temperatura media massima di 20,8°C, una temperatura media minima di 11,0°C, una temperatura estrema massima di 36,4°C ed una temperatura estrema minima di -2,2°C. Nel territorio della Provincia si rinvencono sia le associazioni tipiche dei vari stadi della macchia mediterranea che le formazioni caratteristiche delle fasce submontane e montane, con prevalenza di boschi di caducifoglie nelle aree più interne ed elevate. Queste ultime, per la particolare conformazione orografica del territorio, distano, talvolta, solo poche centinaia di metri dal mare in linea d'aria. Un aspetto interessante è che il territorio della Provincia di Napoli, nonostante la forte antropizzazione e le numerose aree a rischio ambientale, si presenta estremamente vario e articolato: isole, montagne, zone umide, centri urbani, aree agricole, coste, 6 tra parchi nazionali, regionali e riserve naturali, tutto concentrato in una delle superfici provinciali meno estese d'Italia.

Per la risoluzione cartografica si è adottata la Carta Tecnica Regionale - CTR. La scelta è stata dettata da motivi pratici per la facilità con cui è possibile reperire la carte, e per la semplicità con cui sono divisi e identificabili i quadranti. Del resto anche per altri atlanti provinciali italiani si è adottata la CTR della regione di appartenenza. Sono stati selezionati 141 quadranti di 5 chilometri di lato, escludendo solo i quadranti in cui il territorio è molto ridotto per la presenza del mare o del territorio di una provincia confinante. In questi casi il territorio è stato accorpato al quadrante limitrofo. I criteri di rilevamento della nidificazione sono stati quelli delle 16 categorie di rilevamento messe a punto dall'European Bird Census Council (EBCC) per la standardizzazione degli Atlanti ornitologici. I segni grafici sulle cartine distributive riportano la distinzione nelle tre categorie: certa, probabile e possibile.

Nei tre anni di rilevamenti sono state collezionate 312 schede, raccolte da 38 rilevatori, ottenendo 3575 dati utili. I dati sono stati raccolti nel periodo compreso tra l'1 di aprile e il 30 giugno e inseriti in un programma Excel per l'archiviazione. Con il programma Freehand 10, invece, si è provveduto alla realizzazione delle carte. Sono state censite 99 specie nidificanti tra certe, probabili e possibili. Alcune di queste rivestono un rilevante interesse naturalistico, quali ad esempio Moretta tabaccata, Gabbiano corso, Codirossone e Monachella. È stato anche censito il numero di coppie nidificanti per le specie di rapaci diurni. Molto interessanti sono risultate le consistenze popolazionistiche di Poiana, Gheppio e Pellegrino. Da segnalare anche le nidificazioni accertate di Falco pecchiaiolo, Picchio rosso minore, Magnanina e Cincia bigia, specie decisamente rare per il contesto territoriale della Provincia. Le 10 specie più frequenti sono risultate essere: Merlo, Verzellino, Passera d'Italia, Capinera, Verdone, Cinciallegra, Piccione selvatico, Tortora dal collare, Occhiocotto e Gheppio. Le aree più ricche di specie sono risultate essere il Cratere degli Astroni, il complesso vulcanico del Somma-Vesuvio e i Campi Flegrei (fig.1). Dopo l'Atlante della Campania e i due sull'avifauna della città di Napoli la realizzazione dell'Atlante ornitologico della Provincia di Napoli fornisce un ulteriore contributo alla conoscenza dell'avifauna campana.

Summary

Atlas of the Breeding Birds of Naples Province

The breeding bird census period lasted three years, from 2007 to 2009. In terms of resolution, the regional technical map was adopted, using 5 km x 5 km squares, making 148 squares in all. In all, 99 breeding species were recorded, falling into the certain, probable and possible category, with 39 non-passerines and 60 passerines.

PROGETTO ATLANTE FAUNISTICO DEL COMUNE DI SENIGALLIA: AVIFAUNA, PRIMO ANNO DI INDAGINE

MAURO MENCARELLI, NIKI MORGANTI & FRANCESCA MORICI

Studio Naturalistico Diatomea – Via Guercino, 3 – Senigallia (AN) (info@studiodiatomea.it)

Vista la carenza di dati relativi alle specie di Vertebrati tetrapodi nel territorio del comune di Senigallia (AN), con questo progetto di durata pluriennale, è intenzione degli autori tentare di colmare queste lacune predisponendo un database con dati sulla presenza, distribuzione e consistenza delle specie di Anfibi, Rettili, Uccelli, Mammiferi. Il presente lavoro si propone anche come uno strumento da poter utilizzare in progetti di gestione e conservazione nel territorio comunale di Senigallia. Il progetto ha avuto inizio nel mese di gennaio 2009 con la ricerca bibliografica relativa alla comunità ornitica dell'area di studio e i monitoraggi hanno avuto inizio nel mese di marzo 2009. L'area di studio del progetto è il territorio comunale di Senigallia (AN) con un'estensione di circa 115,77 km² e un'altitudine compresa tra 0 e 188 m s.l.m. L'area indagata comprende, oltre alle zone urbane, anche zone di particolare interesse naturalistico come la porzione terminale dei bacini idrografici del fiume Misa e del fiume Cesano, il litorale con residui di ambiente dunale e alcuni boschi relitti delle aree collinari, come la Selva di Rupoli e l'Oasi faunistica di San Gaudenzio. I monitoraggi hanno avuto inizio a marzo 2009. Antecedentemente all'inizio dei rilevamenti, il territorio comunale è stato diviso in unità di rilevamento (quadranti di 1 km x 1 km) ricavati dalla C.T.R. 1:10.000. In ogni unità di rilevamento sono stati individuati 4 punti di ascolto/osservazione e la raccolta dei dati avviene tramite la compilazione di una scheda in cui vengono registrate le specie censite indicando la categoria di nidificazione. Inoltre vengono annotati gli habitat di ogni punto di ascolto/osservazione attraverso l'utilizzo dei codici Corine Biotopes. I rapaci notturni sono censiti anche tramite la tecnica del *play-back* e la raccolta delle borre. In seguito alla ricerca bibliografica (Fiacchini, 1999; 2004, Giacchini, 2007; Mencarelli e Morganti, 2007; Morici et al., 2007; Morganti, 2008) ed ai primi mesi di rilevamento è stata redatta una check-list dell'avifauna del comune di Senigallia comprendente 165 specie. Per alcune specie è stato possibile effettuare una caratterizzazione della nidificazione grazie ai dati raccolti a partire dal 2005 dagli autori. L'elenco sistematico segue la check-list degli Uccelli italiani (Bricchetti e Massa, 1998).

A conclusione del primo anno di indagine riguardante l'avifauna del comune di Senigallia sono state rilevate 165 specie, di cui 64 con nidificazione certa. Il progetto, tuttora in corso, prevede un aggiornamento continuo del database con dati sulla presenza, distribuzione e consistenza delle specie di Anfibi, Rettili, Uccelli, Mammiferi del territorio.

SPECIE A NIDIFICAZIONE CERTA

Codice Euring	Specie	Codice Euring	Specie
00070	<i>Tachybaptus ruficollis</i>	11870	<i>Turdus merula</i>
01860	<i>Anas platyrhynchos</i>	12000	<i>Turdus philomelos</i>
02870	<i>Buteo buteo</i>	12020	<i>Turdus viscivorus</i>
03040	<i>Falco tinnunculus</i>	12200	<i>Cettia cetti</i>
03700	<i>Coturnix coturnix</i>	12260	<i>Cisticola juncidis</i>
03940	<i>Phasianus colchicus</i>	12510	<i>Acrocephalus scirpaceus</i>
04240	<i>Gallinula chloropus</i>	12530	<i>Acrocephalus arundinaceus</i>
04690	<i>Charadrius dubius</i>	12600	<i>Hippolais polyglotta</i>
04770	<i>Charadrius alexandrinus</i>	12670	<i>Sylvia melanocephala</i>
05560	<i>Actitis hypoleucos</i>	12770	<i>Sylvia atricapilla</i>
06650	<i>Columba livia</i>	13110	<i>Phylloscopus collybita</i>
06840	<i>Streptotelia decaocto</i>	13350	<i>Muscicapa striata</i>
06870	<i>Streptotelia turtur</i>	14370	<i>Aegithalos caudatus</i>
07570	<i>Athene noctua</i>	14620	<i>Parus caeruleus</i>
07670	<i>Asio otus</i>	14640	<i>Parus major</i>
07950	<i>Apus apus</i>	14790	<i>Sitta europaea</i>
08310	<i>Alcedo atthis</i>	14870	<i>Certhia brachydactyla</i>
08400	<i>Merops apiaster</i>	14900	<i>Remiz pendulinus</i>
08460	<i>Upupa epops</i>	15080	<i>Oriolus oriolus</i>
08480	<i>Jynx torquilla</i>	15150	<i>Lanius collurio</i>
08760	<i>Dendrocopos major</i>	15490	<i>Pica pica</i>
08870	<i>Dendrocopos minor</i>	15600	<i>Corvus monedula</i>
09920	<i>Hirundo rustica</i>	15670	<i>Corvus corone</i>
09950	<i>Delichon urbicum</i>	15820	<i>Sturnus vulgaris</i>
10170	<i>Motacilla flava</i>	15912	<i>Passer italiae</i>
10190	<i>Motacilla cinerea</i>	15920	<i>Passer hispaniolensis</i>
10200	<i>Motacilla alba</i>	15980	<i>Passer montanus</i>
10660	<i>Troglodytes troglodytes</i>	16360	<i>Fringilla coelebs</i>
10990	<i>Erithacus rubecula</i>	16400	<i>Serinus serinus</i>
11040	<i>Luscinia megarhynchos</i>	16490	<i>Carduelis chloris</i>
11220	<i>Phoenicurus phoenicurus</i>	16530	<i>Carduelis carduelis</i>
11210	<i>Phoenicurus ochruros</i>	18580	<i>Emberiza cirrus</i>
11390	<i>Saxicola torquata</i>		

SPECIE A NIDIFICAZIONE PROBABILE

Codice Euring	Specie	Codice Euring	Specie
00980	<i>Ixobrychus minutus</i>	09760	<i>Alauda arvensis</i>
07240	<i>Cuculus canorus</i>	18660	<i>Emberiza hortulana</i>
07350	<i>Tyto alba</i>	18820	<i>Miliaria calandra</i>
07390	<i>Otus scops</i>		

SPECIE A NIDIFICAZIONE POSSIBILE

Codice Euring	Specie	Codice Euring	Specie
18570	<i>Emberiza citrinella</i>		

Ringraziamenti. Gli autori intendono ringraziare il Comune di Senigallia per aver concesso il patrocinio al progetto Atlante Faunistico del Comune di Senigallia che ha permesso la realizzazione di questo primo elaborato.

Summary

Senigallia's wildlife atlas: bird, first year of monitoring

This study analyzed the Senigallia's wildlife, particularly the birds. The authors' aim is to develop a database with data on the presence, distribution and consistency of species. The project started in January 2009 with the bibliographic research, and monitoring began in March 2009. The study area of the project is the municipality of Senigallia (AN) with an extension of about 115.77 km². We monitored in addition to urban areas, also areas of special natural interest as the Misa and Cesano's river mouth, dunes and forest relicts. The checklist of the avifauna comprising 165 species. For some species it was possible to make a characterization of nesting due to the data collected since 2005 by the authors. At the end of the first year of the survey were found 165 species, of which 64 with nesting certain. The project, still underway, provides a constantly updated database

BIBLIOGRAFIA

- Brichetti P. e Massa B., 1998. Check-list degli Uccelli italiani aggiornata a tutto il 1997. Rivista italiana di Ornitologia, 68 (2): 129-152.
- Fiacchini D., 1999. Stato dell'ambiente del bacino del fiume Misa. Provincia di Ancona. Provincia di Ancona, Assessorato alla Tutela dell'Ambiente. Casa Editrice Nuove Ricerche, pp. 208.
- Fiacchini D., 2004. Note su ambiente, fauna, flora e vegetazione del litorale di Senigallia (Ancona, Marche centrali). Biologi Italiani (2): 33-42.
- Giacchini P. (a cura di), 2007. Atlante degli Uccelli nidificanti in provincia di Ancona. Provincia di Ancona, IX Settore Tutela dell'Ambiente - Area Flora e Fauna. Ancona, pp 148-149.
- Mencarelli M. e Morganti N., 2007. Progetto Avifauna Senigalliese: il Fiume Misa. Primo anno di rilevamento.
- Morganti N., 2008. Nidificazione di Passera sarda, *Passer hispaniolensis*, nelle Marche. Riv. Ital. Orn., 78 (1): 58-60.
- Morici F., Mencarelli M., Morganti N., 2007. Avifauna nelle aree limitrofe all'Oasi Faunistica di S. Gaudenzio: primo anno di indagine.

**ATLANTE DEGLI UCCELLI NIDIFICANTI NELLA RISERVA
NATURALE REGIONALE “LAGO DI VICO” (LAZIO, VITERBO):
ACCIPITRIFORMES, FALCONIFORMES, STRIGIFORMES
(DATI 2007-2008)**

ALESSANDRO QUATRINI⁽¹⁾, FABIO SCARFÒ⁽²⁾ & MARZIO ZAPPAROLI⁽³⁾

⁽¹⁾ Via Capranica, 1 – 01037 Ronciglione (VT) (alessandroqua155@yahoo.it)

⁽²⁾ R.N.R. Lago di Vico – Via Regina Margherita, 2 – 01032 Caprarola (VT)

⁽³⁾ Dipartimento di Protezione delle Piante, Università degli Studi della Tuscia
Via San C. de Lellis, snc – 01100 Viterbo (zapparol@unitus.it)

Nel 2007 è stato avviato un Progetto Atlante degli Uccelli Nidificanti nella R.N.R. Lago di Vico (Viterbo, Lazio) allo scopo di fornire un quadro aggiornato dell'avifauna nidificante. Vengono presentati i risultati relativi al biennio 2007-2008 su rapaci diurni e notturni.

La Riserva, istituita con L. R. 47/1982 e ampliata con L. R. 24/2008, occupa l'intera caldera vicana, nei Comuni di Caprarola e Ronciglione (VT). L'area di studio (510-965 m s.l.m.) si estende per circa 3.000 ha ed esclude la superficie lacustre; 1/3 del territorio è tutelato dalla ZPS IT6010057. Le tipologie ambientali rappresentate sono: boschi d'alto fusto (faggeta, cerreta) 36% della superficie; coltivazioni a nocciolo 35%; castagneti da frutto 11%; aree aperte (cespuglieti, seminativi, ambienti ripari) 10%; bosco ceduo 5%; zone residenziali 3%. Il clima è temperato con caratteristiche di suboceanità dovute alla presenza del lago (Blasi, 1994).

L'area di studio è stata suddivisa in 42 unità di rilevamento (U.R.), costituite da quadrati di 1 km di lato originati dalla griglia U.T.M. Sono state escluse le U.R. con meno del 20% di superficie ricadente nell'area di studio (es. zone periferiche). La metodologia usata per la raccolta dei dati è quella standardizzata a livello europeo, già utilizzata per l'Atlante nazionale (Meschini & Frugis, 1993) e quelli regionali (Boano et al., 1995; Brunelli et al., in stampa). Ogni U.R. è stata visitata almeno cinque volte nel periodo febbraio-agosto 2007 e 2008; a ogni specie è stata assegnata una categoria di nidificazione: eventuale, probabile, certa (cfr. Boano et al., 1995). Per aumentare la contattabilità degli Strigiformi è stato utilizzato il *playback* (Barbieri et al., 1976; Fuller & Mosher, 1981). La strumentazione è stata attivata dopo 2-3 min di ascolto passivo delle specie in canto spontaneo: dapprima per 20 s, poi per 45 s ed infine per 90 s, con intervalli di risposta vocale di circa 60 s, con 2-3 min di ascolto passivo finale (Exo & Hennes, 1978). La scelta dei punti di ascolto è stata pianificata in funzione della biologia riproduttiva delle specie.

Sono stati raccolti 79 dati utili relativi a otto specie (Tab. 1). La comunità dei rapaci è quella tipica degli ambienti collinari del Lazio (cfr. Boano et al., 1995). Le specie più abbondanti (*Strix aluco*, *Buteo buteo*, *Accipiter nisus*) nidificano negli ambien-

Nidificazioni (numero di U.R.)

Specie	Certe	Probabili	Eventuali	Tot U.R.	Coppie stimate
<i>Pernis apivorus</i>	-	1	3	4 (9.5 %)	3-4
<i>Accipiter nisus</i>	2	1	5	8 (19.0 %)	8-10
<i>Buteo buteo</i>	1	5	9	15 (35.7 %)	10-15
<i>Falco tinnunculus</i>	-	1	3	4 (9.5 %)	3-4
<i>Asio otus</i>	3	-	-	3 (7.1 %)	3-5
<i>Athene noctua</i>	-	3	1	4 (9.5 %)	4-5
<i>Strix aluco</i>	-	39	-	39 (92.8 %)	80-90
<i>Tyto alba</i>	-	-	2	2 (4.7 %)	1-2
Totale	6	50	23	79 (188%)	120-130

Tab. 1. Rapaci nidificanti nella caldera vicana: numero di Unità di Rilevamento (U.R.), percentuale di copertura ($n. U.R. specie/n. U.R. area di studio \times 100$), stima indicativa delle coppie nidificanti.

Nidificazioni (numero di U.R.)

Tipologie ambientali	Certe	Probabili	Eventuali	Totali
Bosco d'alto fusto	1	33	11	45 (57.0%)
Bosco ceduo	2	4	3	9 (11.4%)
Castagneto da frutto	-	2	1	3 (3.8%)
Noccioleto	-	8	6	14 (17.7%)
Aree aperte e di transizione	2	3	2	7 (8.9%)
Zone residenziali	1	-	-	1 (1.2%)
Totale	6	50	23	79 (100%)

Tab. 2. Rapaci nidificanti nella caldera vicana: numero di Unità di Rilevamento (U.R.) per tipologia ambientale.

ti forestali (Tab. 2), tipologia di habitat ben rappresentata nell'area di studio (52% della superficie).

Le numerose segnalazioni (39) di *Strix aluco* sono dovute sia alla elevata contattabilità della specie, sia all'abbondanza della stessa nell'area di studio (Calvario & Sarrocco, 1989). La specie è diffusa anche in ambienti sub-ottimali, essendo stati rilevati territori stabili anche in U.R. esclusivamente occupate da noccioleti. *Tyto alba*, *Athene noctua* e *Asio otus* sono più rari e localizzati, probabilmente per la limitata estensione di aree aperte, necessarie per la loro attività di caccia (Boano et al., 1995; Brichetti & Fracasso, 2006).

La consistenza numerica di *Buteo buteo* e *Accipiter nisus* risulta stabile (cfr. Simmi, 1980), con una possibile sottostima dello Sparviere, più elusivo. Si ritiene sottostimata anche la popolazione di *Pernis apivorus*, per difetto di indagini.

L'area di studio presenta una ridotta estensione di habitat per *Falco tinnunculus*, specie che localmente, oltre agli ambienti aperti, sfrutta anche i castagneti da frutto ed è presente con una popolazione di 3-4 coppie.

Simmi (1980) riporta la presenza nella Riserva di una coppia di *Milvus migrans*, scomparsa negli anni '90, probabilmente a causa della chiusura di una piccola discarica di rifiuti solidi urbani nelle vicinanze (F. Simmi, com. pers.). Attualmente la specie si osserva solo in migrazione.

Ringraziamenti. Si ringrazia il Direttore della R.N.R. Lago di Vico, Dott. Felice Simmi.

Summary

The Atlas of the Breeding Birds in Lago di Vico Natural Reserve (Central Italy): Accipitriformes, Falconiformes, Strigiformes (data 2007-2008)

In 2007 started the Atlas Project of breeding birds of Lake Vico Natural Reserve, ZPS IT6010057 (Latium, Italy). The preliminary results on birds of prey (2007-2008) are presented. The study area was divided in a 1x1 km UTM grid (42 Research Units). We used the method of EOAC (European Ornithological Atlas Committee) for collecting data. Eight breeding species have been recorded: *Buteo buteo*, *Accipiter nisus*, *Pernis apivorus*, *Falco tinnunculus*, *Strix aluco*, *Asio otus*, *Athene noctua*, *Tyto alba*. Estimates on local population abundance and habitat preferences of the species are also given.

BIBLIOGRAFIA

- Barbieri F., Bogliani G., Fasola M., 1976. I metodi di censimento degli Strigiformi. Atti I Convegno Siciliano di Ecologia: 109-116.
- Blasi C., 1994. Fitoclimatologia del Lazio. Fitosociologia, 27: 151-175.
- Boano A., Brunelli M., Bulgarini F., Montemaggiori A., Sarrocco S., Visentin M. (a cura di) (1995). Atlante degli uccelli nidificanti nel Lazio. Alula, volume speciale (1-2): 1-224.
- Bricchetti P. & Fracasso G., 2006. Ornitologia Italiana. Vol. 3. Alberto Perdisa Editore, Bologna.
- Brunelli M., Corbi F., Sarrocco S., Sorace A., De Felici S., Boano A., Guerrieri G., Meschini A., Roma S., in stampa. Nuovo Progetto Atlante degli Uccelli Nidificanti nel Lazio (2000-2009). Edizioni ARP, Roma.
- Calvario E. & Sarrocco S., 1989. Frequenza dell'Allocco in alcune formazioni forestali del Lazio in relazione al tipo di governo del bosco. Suppl. Ric. Biol. Selvaggina, 17: 395-399.
- Exo K.-M. & R. Hennes, 1978. Empfehlungen zur Methodik von Siedlungsdichte-Untersuchungen am Steinkauz (*Athene noctua*). Die Vogelwelt, 99: 137-141.
- Fuller M.R. & Mosher J. A., 1981. Methods of detecting and counting raptors: a review. Studies in Avian Biology, 6: 235-264.
- Galeotti P., 1990. Territorial behaviour and habitat selection in a urban population of the Tawny Owl (*Strix aluco*). Bollettino di Zoologia, 57: 59-66.
- Meschini E. & Frugis S. (a cura di), 1993. Atlante degli uccelli nidificanti in Italia. Suppl. Ric. Biol. Selvaggina, 20: 1-345.
- Simmi F., 1980. Osservazioni sui Falconiformi dei Monti Cimini e problemi di tutela ambientale. Università degli Studi di Roma "La Sapienza", Tesi di Laurea, A.A. 1979-1980: 56 pp.

AVIFAUNA SINANTROPICA DI UNA ZONA PERIURBANA IN ESPANSIONE: IL CASO DELLA XIII^a CIRCOSCRIZIONE DI ROMA

ALESSIO RIVOLA

Via Scialoia, 55 – 50136 Firenze

Nel Lazio a metà degli anni '80 è stato realizzato un Atlante complessivo delle specie nidificanti (Boano et al., 1995). Successivamente sono state effettuate ricerche più locali, in ambito sia urbano (Cignini & Zapparoli, 1996; Demartini et al., 2006) che extraurbano (Taffon & Battisti, 2003; Taffon et al., 2008). A livello urbano e in particolare a Roma, ricerche relative alle singole circoscrizioni non sono state mai effettuate con regolarità.

L'area di studio è compresa tra il Grande Raccordo Anulare a est, il corso del fiume Tevere a nord, il mar Tirreno a ovest e la via C. Colombo a sud ed è inclusa nella tredicesima circoscrizione di Roma, con l'esclusione dell'area di Vitinia, che comunque per continuità geografica e ambientale è stata inserita nell'area in questione. La superficie totale è pari a 5589 ha dalla quale sono stati esclusi, a causa del loro maggior indice di naturalità rispetto al resto del territorio, quelli relativi al Centro Habitat Mediterraneo (24 ha) e alla porzione della Pineta di Castel Fusano (448 ha) ricadente nell'area in questione per una superficie di 5117 ha.

L'area include i centri abitati di Ostia Lido, Ostia Antica, Dragona-Acilia, Casal Bernocchi - Centro Giano e Vitinia, attualmente in forte espansione edilizia e strutturale (2829 ha), aree agricole di diverse tipologie (723 ha), boschive e/o arbustive (500 ha), acque correnti (fiumi, canali e torrenti, 208 ha), spiagge, dune e sabbie (50 ha). Presenti anche stagni in gran parte stagionali, di ridotte dimensioni.

Il periodo di rilevamento è compreso tra settembre 2007 e settembre 2009, durante il quale sono stati monitorati tutti gli ambienti presenti con particolare attenzione alle zone umide, alle aree agricole e ad alcune aree verdi urbane.

Le specie contattate sono state 88, delle quali 38 non-Passeriformi. Durante lo svernamento sono state rilevate 74 specie; nel periodo riproduttivo, 63 specie (comprese le estivanti) (Tab. I).

Tra le specie più significative si segnalano: Svasso maggiore, Tarabusino, Airone bianco maggiore, Airone guardabuoi, Lodolaio, Falco cuculo, Quaglia, Beccaccino, Barbagianni, Gufo comune, Assiolo, Picchio rosso maggiore, Gruccione, Cappellaccia, Cesena, Tordo bottaccio, Cannaiola, Sterpazzola, Lucherino e Migliarino di palude. In un solo anno si è notata la diminuzione di alcune specie legate agli ambienti agricoli a causa del continuo aumento della cementificazione dovuta alla continua espansione edilizia e alla costruzione di nuove infrastrutture, come Assiolo, Upupa, Cappellaccia, Sterpazzola, Saltimpalo e Passera mattugia.

<i>Podiceps cristatus</i>	W, B?	<i>Motacilla alba</i>	M, W, B
<i>Tachybaptus ruficollis</i>	W	<i>Motacilla cinerea</i>	M, W, B?
<i>Phalacrocorax carbo</i>	W, M	<i>Troglodytes troglodytes</i>	S, B
<i>Ixobrychus minutus</i>	M, B	<i>Prunella modularis</i>	W
<i>Bubulcus ibis</i>	M, W	<i>Erithacus rubecula</i>	W, M, B?
<i>Ardea cinerea</i>	M, W	<i>Luscinia megarhynchos</i>	M, B
<i>Casmerodius albus</i>	W	<i>Phoenicurus ochrurus</i>	W, M
<i>Cignus olor</i>	S, B	<i>Saxicola torquata</i>	W, M, B
<i>Anas platyrhynchos</i>	S, B, W	<i>Saxicola rubetra</i>	M
<i>Milvus migrans</i>	M, V	<i>Turdus merula</i>	S, B
<i>Buteo buteo</i>	M, W; B?	<i>Turdus pilaris</i>	M irr.?
<i>Falco tinnunculus</i>	M, W, B, S	<i>Turdus philomelos</i>	M, W
<i>Falco subbuteo</i>	M irr.?	<i>Oriolus oriolus</i>	M
<i>Falco vespertinus</i>	M irr.	<i>Cisticola juncidis</i>	B, W
<i>Phasianus colchicus</i>	S, B	<i>Cettia cetti</i>	B, W, M
<i>Coturnix coturnix</i>	W irr.?	<i>Acrocephalus arundinaceus</i>	M, B
<i>Gallinula chloropus</i>	S, B	<i>Acrocephalus scirpaceus</i>	M
<i>Fulica atra</i>	S, W, B	<i>Sylvia communis</i>	M, B?
<i>Gallinago gallinago</i>	W	<i>Sylvia atricapilla</i>	M, W, B
<i>Larus cachinnans</i>	W, S, M, B?	<i>Sylvia melanocephala</i>	M, W, B
<i>Chroicocephalus ridibundus</i>	W, M	<i>Phylloscopus collybita</i>	M, W
<i>Columba palumbus</i>	M, W, B?	<i>Regulus regulus</i>	W
<i>Columba livia (forma dom.)</i>	S, B	<i>Muscicapa striata</i>	M, B
<i>Streptopelia turtur</i>	M, B?	<i>Remiz pendulinus</i>	M, W, B?
<i>Streptopelia decaocto</i>	S, B	<i>Parus major</i>	W, B, S
<i>Cuculus canorus</i>	M, B?	<i>Cyanistes caeruleus</i>	W, B, S
<i>Psittacula krameri</i>	S, B	<i>Aegithalus caudatus</i>	W, B, S
<i>Tyto alba</i>	S, B	<i>Sitta europaea</i>	W, B, S
<i>Asio otus</i>	M irr.?, W irr.?	<i>Certhia brachydactyla</i>	W, B, S
<i>Strix aluco</i>	S, B	<i>Sturnus vulgaris</i>	W, M, B, S
<i>Athene noctua</i>	S, B	<i>Garrulus glandarius</i>	S, B
<i>Otus scops</i>	M, B?	<i>Pica pica</i>	S, B
<i>Apus apus</i>	M, B	<i>Corvus monedula</i>	S, B
<i>Alcedo atthis</i>	W, B	<i>Corvus cornix</i>	S, B
<i>Merops apiaster</i>	M, B	<i>Passer domesticus italiae</i>	S, B
<i>Upupa epops</i>	M, B	<i>Passer montanus</i>	W, B?
<i>Jynx torquilla</i>	M, B	<i>Fringilla coelebs</i>	W, B, M
<i>Picus viridis</i>	S, B	<i>Serinus serinus</i>	W, B, M
<i>Picoides major</i>	S, B	<i>Carduelis spinus</i>	W irr.?
<i>Alauda arvensis</i>	M, W, B	<i>Carduelis chloris</i>	W, B, M
<i>Galerida cristata</i>	S, B	<i>Carduelis carduelis</i>	W, B, M
<i>Hirundo rustica</i>	M, B	<i>Emberiza cirrus</i>	W, B, M
<i>Delichon urbicum</i>	M, B	<i>Emberiza schoeniclus</i>	M, W?
<i>Anthus pratensis</i>	M, W	<i>Emberiza calandra</i>	W, B, S

Legenda: B nidificante; B? nidificante eventuale; M migratore; M irr. Migratore irregolare; S stanziale; V erratico; W svernante; W irr. svernante irregolare.

Tab. 1. Check-list degli uccelli della XIII circoscrizione a Roma.

Il presente lavoro conferma l'importanza per l'avifauna delle fasce ecotonali tra la città e gli ambienti naturali.

Summary

Sinanthropic avifauna in peripheral expansion site: the case of XIII municipality of Rome

BIBLIOGRAFIA

- Boano A., Brunelli M., Bulgarini F., Montemaggiori A., Sarrocco S., Visentin M. (a cura di), 1995. Atlante degli uccelli nidificanti nel Lazio. Alula, II: 1-225.
- Cignini B., Zapparoli M. (a cura di), 1996. Atlante degli uccelli nidificanti a Roma. F.lli Palombi editore.
- Demartini L., Sorace A., Cecere J.G., Savo E., Polinori A., 2006. Atlante degli uccelli nidificanti nel centro urbano del Lido di Ostia. Associazione Centro Habitat Mediterraneo-LIPU, Regione Lazio.
- Taffon D. & Battisti C., 2003. L'Atlante locale degli uccelli nidificanti di un settore della Provincia di Roma (Area Mentanese-Cornicolana): considerazioni faunistiche, ecologiche e applicative. Alula, X (1-2): 3-48.
- Taffon D., Giucca F., Battisti C. (a cura di), 2008. Atlante degli uccelli nidificanti nel Parco Regionale dell'Appia Antica. Ente Parco Regionale dell'Appia Antica-Provincia di Roma, Assessorato alle Politiche dell'Agricoltura e dell'Ambiente, Gangemi editore, 176 pp.

L'ATLANTE DEGLI UCCELLI NIDIFICANTI NEL PARCO REGIONALE DEI CASTELLI ROMANI

EMILIANO UKMAR⁽¹⁾, DANIELE BADALONI⁽²⁾, DANIELE TAFFON⁽³⁾,
EMANUELA LORENZETTI⁽⁴⁾ & ALBERTO SORACE⁽⁵⁾

⁽¹⁾ Via D. Moro, 8 – 00012 loc. Villanova di Guidonia (Guidonia Montecelio, RM)

⁽²⁾ Parco Regionale dei Castelli Romani – Rocca di Papa (RM)

⁽³⁾ Fondazione Campagna Amica – Roma

⁽⁴⁾ PARUS – Via Roberto Crippa, 6 – 00125 Roma

⁽⁵⁾ SROP – Via Britannia, 36 – 00183 Roma

Gli Atlanti faunistici e tra questi anche quelli riguardanti l'ornitofauna, rappresentano per gli Enti Parco un utile strumento nella pianificazione e gestione del territorio. Lo studio in esame è stato condotto nell'ambito della Convenzione tra il Parco dei Castelli Romani e la Provincia di Roma per incrementare, attraverso una metodologia standardizzata e collaudata (Taffon et al., 2008), le conoscenze relative alla distribuzione e allo stato di conservazione delle specie ornitiche nell'area dei Colli Albani, per fornire un dato di partenza per ricerche ecologiche di base e soprattutto un supporto che coadiuvi le decisioni di carattere gestionale tese alla conservazione dell'ornitofauna e degli ecosistemi presenti nel Parco.

Il comprensorio dei Colli Albani, a sud-est di Roma si estende per circa 20.000 ettari, 15.000 dei quali tutelati dal Parco Regionale dei Castelli Romani. La vegetazione dominante è rappresentata da bosco di castagno (*Castanea sativa*), sfruttato a tal punto per la produzione di legname, da creare in vaste aree, boschi monospecifici, che sono andati a sostituire le fitocenosi originarie. Nelle zone più impervie il castagno tende a perdere il suo ruolo di specie dominante ed è possibile trovare ancora nuclei forestali a composizione mista ("boschi residuali" e "lembi relittuali"). Le unità di rilevamento risultano comprese fra 150 e 956 metri s.l.m.

Per i rilievi ornitologici, il Parco è stato suddiviso in 684 quadranti di 500 m di lato ricavati attraverso la suddivisione dei quadranti UTM in quattro parti. Ogni quadrante di 500 m di lato è stato considerato un'unità di rilevamento (U.R.).

In coincidenza del centroide di ogni unità di campionamento è stato effettuato un punto di ascolto della durata di 10 minuti (Blondel et al., 1970; modificato). Ogni punto è stato ripetuto due volte nel corso della stagione riproduttiva al fine di rilevare i nidificanti precoci e quelli tardivi. Il protocollo di campionamento non ha consentito il rilevamento delle specie crepuscolari e notturne.

Per ogni U.R. è stata ricavata: la ricchezza di specie; l'abbondanza di ogni specie; la ricchezza e l'abbondanza delle guild selezionate a priori su base ecologica (specie ecotonali; specie forestali interior *sensu* Wilcove et al., 1986; specie forestali generaliste; specie di ambiente aperto; specie di ambiente arbustivo); ricchezza e ab-

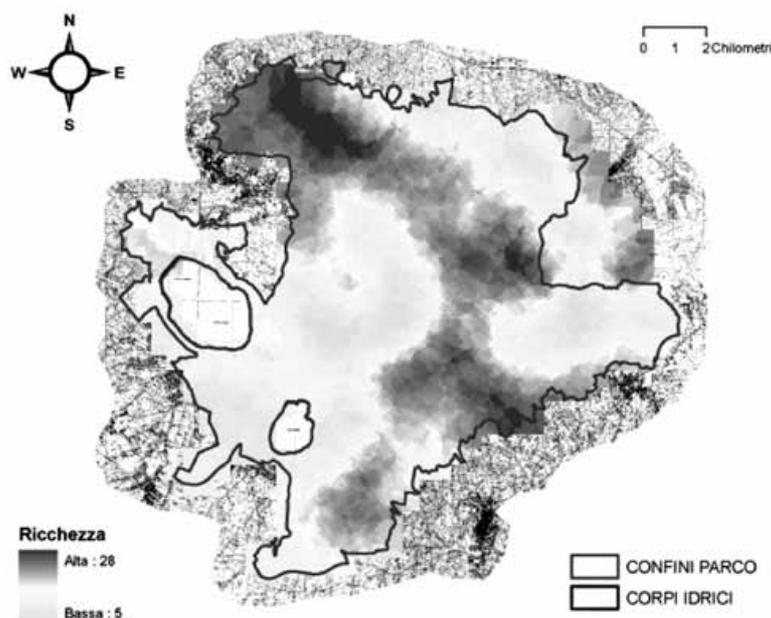


Fig. 1. Ricchezza specifica per ogni unità di rilevamento elaborata attraverso il metodo dell'interpolazione dei punti (software ESRI ArcGIS 8.3, funzione kriging).

bondanza delle specie di interesse conservazionistico (LIPU e WWF 1999, BirdLife International 2004, Direttiva 70/409CEE); la categoria di nidificazione di ciascuna specie contattata (all'interno delle tre categorie: "eventuale", "probabile", "certa"). È stato effettuato il test non parametrico dei ranghi di Spearman per evidenziare eventuali correlazioni statisticamente significative tra le percentuali d'uso del suolo o l'altitudine (variabili indipendenti) e i parametri della comunità ornitica suddetti (variabili dipendenti).

È stato inoltre calcolato l'indice di β diversità ($\beta = \gamma / \bar{\alpha}$; Whittaker, 1960) relativo alle macrotipologie ambientali selezionando, con metodo randomizzato, un numero simile di U.R. in ognuna di esse.

In totale, sono state rilevate 72 specie potenzialmente nidificanti con una ricchezza media per unità di rilevamento pari a 14 (D.S. 3,9) (Fig. 1). Le aree che mostrano valori di ricchezza più elevati interessano sostanzialmente il settore centrale del Parco nella zona compresa tra le caldere del complesso del vulcano laziale ove l'ambiente è caratterizzato da maggiore eterogeneità ecosistemica. Tale risultato viene evidenziato anche dall'analisi statistica che manifesta una correlazione diretta e significativa tra la ricchezza di specie e la percentuale di uso del suolo caratterizzata da mosaico ambientale ($r_s = 0,252$; $p < 0.01$).

L'elevata eterogeneità ambientale nel mosaico porta infatti, ad un più elevato turnover di specie tra punti ($\beta = 3,462$) rispetto alle colture permanenti ($\beta = 2,864$) all'insediamenti urbani ($\beta = 3,396$) ed ai seminativi ($\beta = 3,393$). In particolare le U.R. ove ricadono i valori più alti di ricchezza di specie sono interessate dalla presenza di sistemi agroforestali, fasce ecotonali, aree arbustive e boschi misti e maturi (Fig. 1).

È da sottolineare come alcune di queste aree caratterizzate da alti valori di ricchezza complessiva ad oggi non sono sottoposte alla tutela del Parco essendo posizionate al di fuori del suo perimetro. Le aree con valori di ricchezza più bassi corrispondono ai settori di bosco ceduo monospecifici (*Castanea sativa*). Anche in questo caso la ricchezza di specie risulta correlata inversamente e significativamente con la percentuale di bosco ($r_s = -0,216$; $p < 0.01$) e i valori di β diversità risultano relativamente bassi ($\beta = 3,299$).

Alti valori di ricchezza di specie *interior* sono stati riscontrati perlopiù nelle aree boschive a maggiore estensione, dato confermato dall'analisi delle correlazione ($r_s = 0,545$; $p < 0.01$). Per quanto riguarda le specie di interesse conservazionistico sono risultate direttamente proporzionali alla quota ($r_s = 0,083$; $p < 0.05$) e inversamente alla percentuale di ambiente urbanizzato ($r_s = -0,152$; $p < 0.01$). Tali specie risultano maggiormente abbondanti in prossimità di alcune aree di maggior pregio naturalistico, rappresentate principalmente da boschi temperati a caducifoglie e da zone aperte a mosaico caratterizzate da prato-pascolo e arbusteti-cespuglieti.

Ringraziamenti. Si ringrazia per la collaborazione Corrado Battisti, Beatrice Frank, Mario Melletti, Marzia Mirabile.

Summary

The Atlas of breeding birds in the Castelli Romani Regional Park

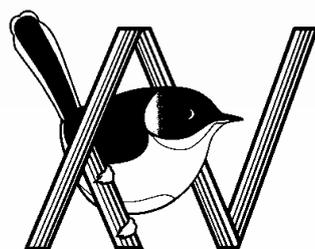
The Atlas investigated the distribution and abundance of the birds living in the park in order to provide a supporting database for ecological researches and, in a framework of adaptative management, to calibrate appropriate conservation strategies. The data collection followed the IPA method; we identified 684 sampling units (500 m x 500 m) corresponding to UTM grid quadrants. Richness of species was higher in the Park areas with greater environmental diversity.

BIBLIOGRAFIA

- BirdLife International, 2004. Birds in Europe: population estimates, trends and conservation status. Cambridge, UK: BirdLife International (BirdLife Conservation Series No. 12)
- Blondel J., 1975. L'analyse des peuplements d'oiseaux, élément d'un diagnostic écologique. La méthode des Echantillonnages Fréquentiels Progressifs (E.F.P.). La Terre et la Vie, 29: 533-589.
- LIPU & WWF, 1999. Nuova Lista rossa degli Uccelli nidificanti in Italia. Riv. ital. Orn. 69 (1): 3-43.
- Taffon D., Giucca F., Battisti C. (a cura di), 2008. Atlante degli uccelli nidificanti nel Parco Regionale dell'Appia Antica. Ente Parco Regionale dell'Appia Antica-Provincia di Roma, Assessorato alle Politiche dell'Agricoltura e dell'Ambiente. Gangemi editore. 176 pp.
- Whittaker R.H., 1960. Vegetation of the Siskiyou Mountains, Oregon and California. Ecological Monographs, 30: 279-338.
- Wilcove D.S., McLellan C.H., Dobson A.P., 1986. Habitat Fragmentation in the Temperate Zones. In: M.E. Soulé (ed.). Conservation Biology. Sinauer Associates Inc.. Sunderland, Massachusetts, pp. 237-256.

ARGOMENTI VARI

POSTER



L'AVIFAUNA DEL MONUMENTO NATURALE DI PIAN SANT'ANGELO E DI AREE CIRCOSTANTI: DATI PRELIMINARI

ALESSANDRO AMMANN⁽²⁾, FULCO PRATESI⁽¹⁾, ALESSIO RIVOLA⁽²⁾ & RICCARDO MOLAJOLI⁽³⁾

⁽¹⁾ WWF Italia – Via Po, 25/c – 00198 Roma

⁽²⁾ Coop. Duemme Multimedia – Via Uffici del Vicario, 43 – 00186 Roma

⁽³⁾ Via Britannia, 54 – 00183 Roma

L'area di studio è compresa nel territorio delimitato dai corsi d'acqua del Fosso delle Chiare Fontane e del Rio Fratta e dell'azienda Faunistico-Venatoria "Borghetto", nei comuni di Civita Castellana, Corchiano e Gallese. Questi territori corrispondono al perimetro dell'Oasi di Pian Sant'Angelo così come era stata istituita nel 1982, e di un'altra area che corrisponde approssimativamente all'azienda faunistico venatoria "Borghetto" ed alla valle del Rio Fratta nei Comuni di Civita Castellana e di Corchiano per una superficie di circa 3500 ettari. L'elemento principale che la caratterizza è costituito da un rilevante sistema di forre tufacee, formate da fossi che nascono nell'area dei monti Cimini e sfociano nel Tevere a Nord di Civita Castellana. L'altitudine è compresa tra 150 e i 250 m. s.l.m. Le forre tufacee rappresentano ambienti molto significativi sotto il profilo conservazionistico in quanto, grazie alla loro difficile accessibilità, hanno mantenuto in molti tratti ambienti molto selvaggi dove si è conservata una vegetazione ancora integra nella struttura e nella composizione floristica, che riveste pertanto un notevole interesse dal punto di vista biogeografico (Bardi et al., 2003). La presenza di corsi d'acqua con elevati livelli di naturalità e pareti rocciose garantisce inoltre ambienti idonei alla sopravvivenza di molte specie animali con esigenze specifiche, legati proprio a queste caratteristiche ambientali. Gli ambienti che circondano le forre sono generalmente coltivati a nocciolo, ulivo e vite. Nell'area indagata vi sono inoltre diverse aree a pascolo e a coltivazioni di graminacee che possono rappresentare un territorio idoneo per l'attività trofica di molte specie animali ed in particolare di uccelli.

La fauna dell'area studiata comprende elementi piuttosto significativi, tra i quali spicca la presenza del Gambero di fiume (*Austropotamobius italicus*) e del Granchio di fiume (*Potamon fluviatile*), la Testuggine di Hermann (*Testudo hermanni*), il Cervone (*Elaphe quatuorlineata*), la Rana italica (*Rana italica*), la Martora (*Martes martes*), la Puzzola (*Mustela putorius*) e, probabilmente, il Gatto Selvatico (*Felis silvestris*).

Per quanto attiene le politiche di conservazione sono presenti due Monumenti Naturali: Pian Sant'Angelo, istituito nel 2000 ed esteso su 262 ettari e la Forra di Corchiano, istituito nel 2008 ed esteso su 42 ettari. È da segnalare inoltre la presenza di diverse aziende agricole a conduzione biologica.

La principale minaccia per la tutela della Biodiversità è legata ad una diffusa presen-

za di cave, scavate spesso anche all'interno delle forre, all'estensione della monocoltura di nocciolo ad una gestione forestale a tratti piuttosto intensiva, all'inquinamento dei corsi d'acqua, all'abbandono dei rifiuti ed all'attività venatoria.

Nel corso del 2008 e del 2009 sono state effettuate, dagli autori, diverse uscite nell'area di studio, alcune finalizzate all'osservazione dell'avifauna altre con motivazioni diverse, in ogni caso però sono state registrate tutte le specie osservate o ascoltate. Il presente lavoro raccoglie tutte queste osservazioni e le integra con i dati raccolti anche negli anni precedenti da uno degli autori (FP). Sulla base delle date di osservazione e del comportamento si è cercato di attribuire alle singole specie una fenologia secondo il seguente schema (W = svernante; B = nidificante; M = migratore).

W = Specie osservate ripetutamente nel periodo invernale o nel periodo corrispondente ai censimenti degli svernanti (15 dicembre - 15 gennaio)

B certo = Trovato il nido o sito di nidificazione, giovani non volanti o appena involati, trasporto imbeccata, trasporto materiale per il nido

B prob. = Uccello in canto, difesa del territorio, parata nuziale

B ev. = Uccello osservato durante il periodo riproduttivo

M = Tutti i casi rimanenti

Complessivamente sono state rilevate 91 specie tra nidificanti, svernanti e migratrici, tra le quali 39 (42,85%) non passeriformi e 52 (57,14%) passeriformi. Le specie comprese nelle tre categorie di nidificazione sono 72. Per quanto riguarda l'interesse a livello conservazionistico 21 specie sono SPEC 2 o 3, in particolare sono 5 le SPEC 2; 23 sono le specie inserite nella lista rossa degli animali d'Italia, di cui 9 considerate in pericolo o vulnerabili. Complessivamente nell'area sono state segnalate 35 (26%) specie di interesse conservazionistico.

Particolare attenzione meritano alcune specie per le quali ci sono esigue osservazioni in periodo riproduttivo e che per il loro valore conservazionistico meriterebbero ulteriori approfondimenti, in particolare:

1. Il Biancone è stato osservato una volta, il 2 maggio 2009 in località *Borghetto di Civita Castellana*, mentre effettuava lo "Spirito Santo" ad una quota piuttosto elevata.
2. Il Nibbio bruno è stato osservato nella seconda metà di aprile in volo sul Monumento Naturale di Pian Sant'Angelo e successivamente in una zona limitrofa all'area protetta. A queste osservazioni si aggiunge una segnalazione dubbia ad inizio aprile in località *Borghetto di Civita Castellana*.
3. L'Albanella minore viene osservata regolarmente nei periodi di migrazione sia primaverili che autunnali, vi è inoltre un'osservazione effettuata il 18/05/08 di una femmina in volo basso su di un campo di cereali in località *Borghetto di Civita Castellana*. Nel corso di alcuni sopralluoghi effettuati l'anno successivo la segnalazione non è stata però riconfermata
4. Il Pellegrino nidifica nell'area con almeno 2 coppie, una delle quali ha involato 4

giovani nel 2008 e tre nel 2009. Per quanto riguarda la seconda è stata solamente accertata la presenza del nido e di almeno un giovane involato nel 2008.

5. La Ghiandaia marina è stata osservata il 9 giugno 2008 posata su di una balla di fieno, disturbata si è involata verso una forra adiacente al coltivo. L'osservazione è stata sempre effettuata in località Borghetto di Civita Castellana.

Il presente studio, non ha ovviamente la pretesa di essere esaustivo riguardo presenza dell'avifauna dell'area di studio, tuttavia riteniamo che riesca a fornire un quadro sufficiente. Studi successivi più approfonditi e/o mirati ad alcune specie saranno sicuramente necessari per il futuro, per aumentare le conoscenze e per poter impostare delle serie politiche di tutela. Tuttavia, già sulla base delle informazioni raccolte, si è delineato un quadro abbastanza importante per quanto riguarda la valenza di questo territorio ai fini della conservazione dell'avifauna, che viene amplificata se si considera che l'area in questione è parte di un territorio, l'Agro Falisco, che comprende anche tutto il sistema di Forre della Valle del Treja e dei suoi affluenti. Emerge in particolare l'importanza del Monumento naturale di Pian Sant'Angelo, e di tutta la fascia di aree limitrofe, con particolare riferimento alla forra del Fosso delle Chiare Fontane, attualmente inserite in una ZRC e che meriterebbero sicuramente una forma di tutela maggiore, e della zona di Borghetto di Civita Castellana, nel tratto che rientra nell'Azienda Faunistico Venatoria omonima.

Ringraziamenti. Gli autori desiderano ringraziare per il supporto e la collaborazione l'Amministrazione Comunale di Corchiano, l'Azienda Agricola Pratesi, Massimo Brunelli, Roberto Gildi, Giorgina Levi e Raniero Maggini.

Summary

Birds of the Naturale Monumento of Pian Sant'Angelo & surrounding areas

BIBLIOGRAFIA

- Alessandro Bardi, Giuseppe Persia, Alessandro Piazzi, Donatella Violante, Mara Ciambella, Ernesto Dello Vicario, Paolo Andreani. 2003. Analisi preliminare per un pian delle Forre della provincia di Viterbo.
- Bulgarini F., Calvario E., Fraticelli F., Sarrocco s. (Eds) .1998. Libro Rosso degli animali d'Italia -Vertebrati. WWF Italia, Roma.
- Griboldi A., Andreotti A., Bogliani G. 2004. La conservazione degli uccelli in Italia . Strategie ed azioni. Alberto Perdisa Editore, Bologna.

L'UTILIZZO DI ANELLI COLORATI NEL MONITORAGGIO DEL MERLO ACQUAIOLO *Cinclus cinclus* NEL PARCO REGIONALE DELLA GOLA DELLA ROSSA E DI FRASASSI

GABRIELE ANGELETTI⁽¹⁾, JACOPO ANGELINI⁽²⁾, ELENA BRESCA⁽¹⁾,
PIERFRANCESCO GAMBELLI⁽¹⁾, ELISA ROSSINI⁽²⁾, CLAUDIO SEBASTIANELLI⁽¹⁾
& MASSIMILIANO SCOTTI⁽²⁾

⁽¹⁾ ARCA (Associazione Ricerca Conservazione Avifauna) – Via Bonopera, 88 – 60030 Senigallia (AN)
Roma (info@associazionearca.eu)

⁽²⁾ Parco Regionale della Gola della Rossa d Frasassi – Via Marcellini – Serra S. Quirico (AN)
(m.scotti@parcogolarossa.it)

L'identificazione individuale a distanza può costituire un contributo fondamentale alle attività di monitoraggio, in particolare per le specie di interesse conservazionistico con basse densità. Il Parco Regionale della Gola della Rossa e Frasassi in collaborazione con l'A.R.C.A. ha avviato nell'anno 2007 un progetto sperimentale di inanellamento del Merlo acquaiolo *Cinclus cinclus* con l'utilizzo, oltre ai normali anelli metallici, di specifici contrassegni colorati individuali.

L'area di studio ha interessato i due principali corsi d'acqua che attraversano il Parco Naturale Regionale della Gola della Rossa e di Frasassi: il torrente Sentino per un tratto di circa 10,80 km ed un tratto del fiume Esino ricadente entro l'Area Naturale Protetta per circa 6,50 Km.

Per la fase di inanellamento sono stati individuati 5 transetti, sui quali sono state posizionate reti speciali di tipo mist-net a 4 sacche con maglia mm 19, nelle quali la tasca più vicina all'acqua era di profondità appositamente ridotta. Per ogni esemplare catturato si è provveduto alla annotazione del sito di cattura, alla determinazione del sesso e dell'età, alla raccolta dei dati biometrici secondo il protocollo EURING, oltre all'apposizione di anelli metallici colorati. In contemporanea alle catture è stato realizzato un monitoraggio a vista della specie, condotto da 8 stazioni di osservazione, utilizzando strumenti ottici. In base ai dati raccolti è stato calcolato l'IPA (Indice Puntuale di Abbondanza): mensile, stagionale e per stazione. L'accertamento del numero di coppie territoriali e l'estensione dei corrispettivi territori riproduttivi, è stato eseguito con il metodo del *doubling-back* (Balat, 1962; Sarà et al., 1994).

Il monitoraggio si è sviluppato nelle principali stagioni biologiche della specie: formazione delle coppie, periodo post riproduttivo, dispersione autunnale e svernamento; in accordo con la dirigenza del parco si è evitato di effettuare sessioni di inanellamento in periodo riproduttivo per limitare i fattori di disturbo. Complessivamente sono stati inanellati 23 esemplari diversi per un totale di 40 catture/ricatture, la struttura della popolazione è indicata nella Fig 1. Dall'analisi delle osservazioni dirette, il numero complessivo di avvistamenti è stato di 13 esemplari diversi pari al 56%

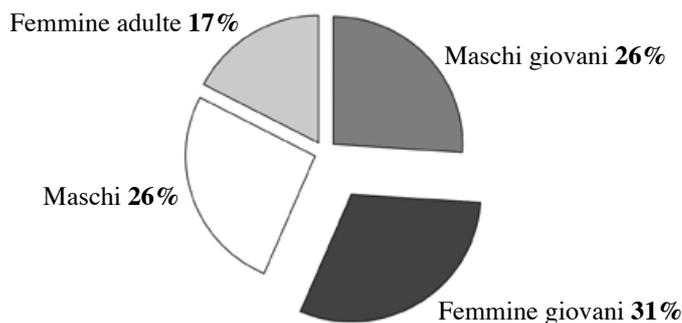


Fig. 1. Percentuale degli esemplari ricatturati sul totale dei soggetti inanellati.

del totale dei soggetti con anello colorato, con un massimo di 27 avvistamenti di un maschio. Nell'area di studio sono state individuate 5 coppie, per le quali è stato possibile seguire il ciclo riproduttivo (Tab. 1), 3 delle quali nidificanti nella gola di Frasassi. Di queste la coppia 4, durante la fase di costruzione del nido, ha abbandonato il sito di nidificazione a causa di piene ricorrenti, spostandosi più a valle portando a termine la stagione riproduttiva con successo. Il territorio lasciato libero dalla coppia 4 è stato immediatamente occupato da una nuova coppia, la 3; la distinzione dalla precedente è stata possibile solo grazie agli anelli colorati. Prima di questi eventi inoltre, la femmina della coppia 3 era stata osservata introdursi più volte nel territorio della coppia 4 quando questa era ancora nel sito precedente, ed essere scacciata dal maschio della coppia residente particolarmente aggressivo. Infine, si è potuto osservare che la coppia 2 rispetto alle altre, è rimasta territoriale anche al termine della stagione riproduttiva: il maschio e la femmina rimanevano in prossimità del nido sui posatoi, difendendo un raggio di circa 5 m di territorio dal nido stesso. Sono state osservate interazioni aggressive nei confronti di due giovani dell'anno, che potrebbero essere i giovani involati della coppia stessa. Tramite il metodo del *doubling-back* è stato rilevato come l'area di studio è stata utilizzata durante la stagione riproduttiva per l'83,1% e l'abbondanza delle coppie è risultata di 0,29 coppie/Km.

L'estensione dei territori delle 5 coppie individuate nell'area di studio è risultata variabile dai 0,35 Km. di una coppia della gola di Frasassi a quella di 6,08 km. di quella della gola della Rossa.

Analizzando gli indici puntuali di abbondanza e quantificando la diversità delle stazioni di monitoraggio attraverso l'analisi statistica, è emerso che l'area di studio in relazione alle sue caratteristiche ambientali, risulta particolarmente idonea per la specie oggetto di studio sia per la riproduzione sia per lo

	Coppia	Giovani
	1	2
	2*	3+4
	3	2
	4	3
	5	2
Tot.	5	16
Produttività media	3,2 (DS 2,2)	

Tab. 1. Produttività media; * la coppia 2 si è riprodotta due volte; DS: deviazione standard.

svernamento anche confrontando l'indice rilevato con ricerche in ambienti paragonabili (Robson, 1956; Wilson, 1996). In particolare la Gola di Frasassi, presenta caratteristiche ottimali per la riproduzione della specie e così i territori al suo interno sono occupati per primi dalle coppie più forti, rispetto alle altre aree e, nel caso della coppia 2, difendendo il sito per tutto l'anno. Le coppie rimaste tendono invece ad insediarsi nelle aree limitrofe a monte e a valle della gola, ampliando il proprio territorio soprattutto in funzione della disponibilità alimentare offerta dal fiume. Il mancato avvistamento in zona del 44% degli esemplari marcati potrebbe essere dovuto alla dispersione di quest'ultimi all'inizio della stagione riproduttiva, a causa dell'assenza di nicchie disponibili o alla mortalità invernale. La bassa percentuale di ricattura dei giovani dell'anno, potrebbe essere attribuita all'alta mortalità giovanile tipica della specie o collegabile alla dispersione degli stessi, che può andare dai 10 ai 40-50 Km dal sito di nascita (Tyron & Ormerod, 1994).

Summary

Use of coloured rings in the monitoring of the White-throated Dipper. Preserved Area Gola della Rossa e Frasassi

In 2007, the Preserved Area Gola della Rossa e Frasassi in cooperation with A.R.C.A. started the White-throated Dipper *Cinclus cinclus* ringing experimental project with the use of both normal metallic rings and specific individual coloured rings. The study area included the flow of the stream Sentino within the Preserved Area for about 3 km, along which 5 transects were located. The monitoring took place during the main biological seasons of the species: coupling, post-reproduction period, autumn dispersion and wintering. As agreed with the Park Direction, ringing sessions in the reproduction period were avoided, in order to limit the disturbing factors. Special kinds of nets, like mist-nets with 4 pouches and a 19 mm mesh were used. The closest pouch to water was purposely shorter. Catching site, sex, age and biometric data according to Euring code of each specimen were reported, and coloured metal rings were put on the bird's leg. Altogether, 24 different specimens were ringed, with a total of 40 ringed/recaught birds and 115 sightings were reported, representing 55% of the total of birds with coloured rings.

BIBLIOGRAFIA

- Balat F., 1962. Distribution and movements of the dipper *Cinclus c. cinclus aquaticus* Bechst. on a creek and their changes during a year. Zool. Listy., 11: 131-144 (In Czechoslovakian, with English summary).
- Cramp S., (ed.) 2006. Handbook of the Birds of Europe, the Middle East and North Africa: Birds of Western Palearctic. Interactive, versione 2.0. Oxford University Press, Oxford.
- Robson R. W. 1956 The breeding of the Dipper in north Westermorland. Bird Study, 3: 170-180.
- Sarà M., Sorci G., Sarà G., Cisimano Carollo T., 1994- The Dipper (*Cinclus cinclus* L.) in Sicily. Avocetta, 18: 37-44.
- Tyler S.J. & Ormerod S.J., 1994. The dippers. T & AD Poyser, London.
- Wilson J.D., 1996. The breeding biology and population history of the Dipper *Cinclus cinclus* on a Scottish river system. Bird Study, 43: 108-118.

CONSISTENZA E DISTRIBUZIONE DEL CORMORANO E DEGLI ARDEIDI NIDIFICANTI NEL LAZIO (2009)

CHRISTIAN ANGELICI⁽¹⁾, MASSIMO BIONDI⁽²⁾, MASSIMO BRUNELLI⁽¹⁾,
ENRICO CALVARIO⁽¹⁾, MICHELE CENTO⁽¹⁾, FERDINANDO CORBI⁽³⁾, LUCA DEMARTINI⁽⁴⁾,
LORIS PIETRELLI⁽⁵⁾, SILVANO ROMA⁽⁶⁾ & STEFANO SARROCCO⁽⁷⁾

⁽¹⁾ S.R.O.P.U. – Via Britannia, 36 – 00167 Roma

⁽²⁾ GAROL – Via del Castello, 17 – 00119 Roma

⁽³⁾ GPRO – Via Ticino, 12 – 04100 Latina

⁽⁴⁾ LIPU – Lungomare Duca degli Abruzzi, 84 – 00121 Roma

⁽⁵⁾ ALV – Via del Castello, 17 – 00119 Roma

⁽⁶⁾ GOC – Via Rifugio, 30 – 03023 Ceccano (FR)

⁽⁷⁾ Agenzia Regionale Parchi – Via del Pescaccio, 96 – 00166 Roma

La nidificazione del Cormorano e degli Ardeidi nel Lazio è un fenomeno relativamente recente: ad esclusione dell’Airone rosso e della Nitticora, per le quali erano già noti casi di nidificazione, tutte le altre specie hanno iniziato a nidificare a partire dal 2001 (cfr. Fasola et al., 2007). Nel presente contributo presentiamo lo status di tutte le specie oggetto della presente indagine rinvenute nidificanti nel territorio regionale (Fig. 1):

Cormorano. La nidificazione è stata accertata per la prima volta nel 2008 all’Isola Bisentina (Lago di Bolsena) con il rinvenimento di 4 coppie (Calvario et al., 2008). La nidificazione è stata confermata nel 2009 (3 coppie).

Airone cenerino. La nidificazione è stata accertata per la prima volta nel 2007 nel Lago di Nazzano con il rinvenimento di 1 coppia (Angelici & Brunelli, 2007). La nidificazione è stata confermata nel 2008 (2 coppie) (Angelici e Brunelli, 2008) e nel 2009 (8 coppie).

Airone rosso. È stato rinvenuto nidificante in 4 aree: CHM di Ostia dal 2004 (1-4 coppie) (Demartini et al., 2006) ; Vasche di Maccarese nel 2009 (1 coppia); Laghi Pontini nel 2009 (1-3 coppie); Lago di Fondi nel 2009 (1-3 coppie), in queste ultime due aree la specie ha probabilmente nidificato anche negli anni passati ma non si hanno dati circostanziati.

Garzetta. La nidificazione è stata accertata per la prima volta nel 2001 alle Saline di Tarquinia con il rinvenimento di 12 coppie (Rigoli et al., 2001), negli anni successivi la garzaia è cresciuta fino a raggiungere le 40 coppie nel 2008, in flessione nel 2009 (30 coppie). La specie è stata rinvenuta anche all’Isola Bisentina dal 2007 (2-4 coppie) (Calvario et al., 2007), confermata nel 2008 (5-6 coppie) e nel 2009 (8-10 coppie).

Airone guardabuoi. La nidificazione è stata accertata per la prima volta nel 2008 alle Saline di Tarquinia (12 coppie) (Biondi et al., 2008) e all’Isola Bisentina (2-3 coppie) (Calvario et al., 2008); nel 2009 è stata confermata la presenza rispettivamente di 15 coppie e di 1 coppia dubbia.

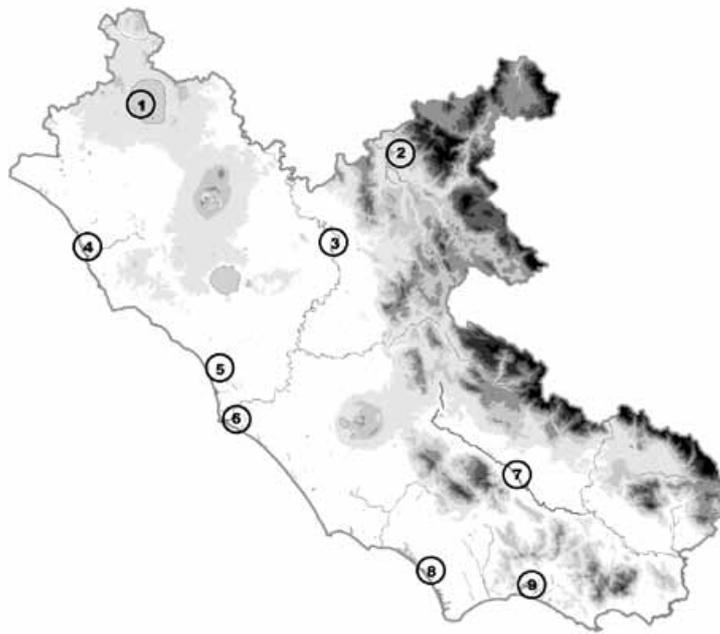


Fig. 1. Localizzazione dei siti di nidificazione di Cormorano e di Ardeidi nel Lazio (Anno 2009): 1-Isola Bisentina; 2-Laghi Reatini; 3-Lago di Nazzano; 4-Saline di Tarquinia; 5-Vasche di Maccarese; 6-Ostia; 7-Fiume Sacco; 8-Laghi Pontini; 9-Lago di Fondi.

Nitticora. È stata rinvenuta nidificante in 6 aree: Saline di Tarquinia dal 2009 (2 coppie); Lago di Bolsena dal 2007 (5-6 coppie) (Calvario et al., 2007), confermata nel 2008 (6-7 coppie) e nel 2009 (7-8 coppie); Laghi Reatini dal 2002 (16-18 coppie) (Brunelli & Sarrocco, 2001), in incremento fino al 2008 (20-25 coppie), in flessione nel 2009 (5-10 coppie), probabilmente in seguito all'installazione di reti per la protezione delle vasche di ittiocoltura presso le quali è sita la garzaia; Fiume Sacco dal

Specie / Sito	Isola Bisentina	Saline di Tarquinia	Laghi Reatini	Fiume Sacco	Lago di Nazzano	Ostia	Vasche di Maccarese	Laghi Pontini	Lago di Fondi	Totale
<i>Cormorano</i>	3									3
<i>Airone cenerino</i>					8					8
<i>Airone rosso</i>						4	1	1-3	1-3	7-11
<i>Garzetta</i>	8-10	30								38-40
<i>Airone guardabuoi</i>	0-1	15								15-16
<i>Nitticora</i>	7-8	2	5-10	100-110				5-10	1-5	120-145

Tab. 1. Consistenza delle popolazioni, espressa in numero di coppie, di Cormorano e di Ardeidi nidificanti nel Lazio (Anno 2009).

2002 (55 coppie) (Roma & Rossetti, 2003) in continuo incremento negli anni successivi (Roma, 2009), nel 2009 stimate 100-110 coppie; Laghi Pontini nel 2009 (5-10 coppie); Lago di Fondi nel 2009 (1-5 coppie), in queste ultime due aree la specie ha probabilmente nidificato anche negli anni passati ma non si hanno dati circostanziati. In Tabella 1 è riportata la consistenza delle popolazioni di tutte le specie oggetto della presente indagine aggiornata alla stagione riproduttiva 2009.

Summary

Distribution and abundance of breeding populations of Cormorant and Herons in Latium (2009)

The nesting of Cormorant and Herons recently appeared in Latium, in the first years of 2000s. During the breeding season of 2009 we censused the breeding populations of these species in the Region (Latium, Central Italy). The breeding pairs estimated are: Cormorant 3 pairs in one site; Grey Heron 8 pairs in one site; Purple Heron 4-11 pairs in four sites; White Egret 40 pairs in two sites; Cattle Heron 16 pairs in two sites and Night Heron 120-145 pairs in six sites.

BIBLIOGRAFIA

- Angelici C. e Brunelli M., 2007. Prima nidificazione accertata di Airone cenerino *Ardea cinerea* nel Lazio. *Alula*, XIV (1-2): 123-124.
- Angelici C. e Brunelli M., 2008. Gli uccelli della Riserva Naturale Regionale Tevere-Farfa. Edizioni Belvedere (Latina), collana "le scienze" (9), 100 pp.
- Biondi M., Pietrelli L., Meschini A., Cecchetti S., Moggi E. e Bruno M., 2008. Prima nidificazione di Airone guardabuoi, *Bubulcus ibis*, nel Lazio (Italia centrale). *Gli Uccelli d'Italia*, 33: 86-92.
- Brunelli M. e Sarrocco S., 2001. Accertata nidificazione di Nitticora *Nycticorax nycticorax* nella Riserva Naturale Regionale dei Laghi Lungo e Ripasottile (RI). *Alula*, VIII (1-2): 88-89.
- Calvario E., Brunelli M. e Bordignon L., 2007. Nidificazione di Nitticora *Nycticorax nycticorax* e di Garzetta *Egretta garzetta* nella ZPS del lago di Bolsena (VT). *Alula*, XIV (1-2): 126-127.
- Calvario E., Sarrocco S. e Brunelli M., 2008. Prima nidificazione di Cormorano *Phalacrocorax carbo* e nuovo sito riproduttivo di Airone guardabuoi *Bubulcus ibis* nel Lazio all'interno della ZPS Lago di Bolsena - Isole Bisentina e Martana. *Alula*, XV (1-2): 233-235.
- Demartini L., Sorace A., Cecere J.G., Savo E. e Polinori A., 2006. Atlante degli uccelli nidificanti nel centro urbano del Lido di Ostia. Associazione Centro Habitat Mediterraneo - LIPU, Regione Lazio.
- Fasola M., Albanese G., Asoer, Boano G., Boncompagni E., Bressan U., Brunelli M., Ciaccio A., Floris G., Grussu M., Guglielmi R., Guzzon C., Mezzavilla F., Paesani G., Sacchetti A., Sanna M., Scarton F., Scocianti C., Utmar P., Vaschetti G. e Velatta F., 2007. Le garzaie in Italia, 2002. *Avocetta*, 31: 5-46.
- Rigoli M., Biondi M., Laurenti S., Savo E. e Cecere J., 2001. Prima nidificazione di Garzetta *Egretta garzetta* nel Lazio (Italia Centrale). *Alula*, VIII (1-2): 69-73.
- Roma S., 2009. Status della colonia di Nitticora *Nycticorax nycticorax* in provincia di Frosinone. *Gli Uccelli d'Italia*, 34: 125.
- Roma S. e Rossetti M., 2003. Nidificazione di Nitticora *Nycticorax nycticorax* in provincia di Frosinone. *Alula*, X (1-2): 100-101.

STATUS E DISTRIBUZIONE DEI RAPACI NIDIFICANTI NEL LAZIO

ARIANNA ARADIS⁽¹⁾, FABIO BORLENGHI⁽²⁾, MASSIMO BRUNELLI⁽³⁾ & STEFANO SARROCCO⁽⁴⁾

⁽¹⁾ *ISPRA – Via Curtatone, 3 – 00185 Roma (arianna.aradis@isprambiente.it)*

⁽²⁾ *ALTURA – Via Cardinal Sanfelice, 4 – 00166 Roma (fabioborlenghi@libero.it)*

⁽³⁾ *SROPU – Via Britannia, 36 – 00183 Roma (mss.brunelli@tin.it)*

⁽⁴⁾ *ARP Lazio – Via del Pescaccio, 6 – 00166 Roma (sarrocco.arp@parchilazio.it)*

A distanza di 25 anni dall'indagine svolta dalla SROPU nel biennio 1982-83 (SROPU, 1987), nel 2008 è stata realizzata una nuova indagine regionale sullo status dei rapaci diurni nidificanti nel Lazio, la ricerca ha riguardato tutte le specie ad eccezione di Astore e Sparviere indagate solo parzialmente.

Per alcune specie (Nibbio bruno, Nibbio reale, Grifone, Biancone, Albanella minore, Aquila reale, Lanario e Falco pellegrino) si è proceduto ad un censimento esaustivo della popolazione nidificante indagando tutte le aree idonee alla nidificazione presenti su tutto il territorio regionale. Per le altre specie (Falco pecchiaiolo, Astore, Sparviere, Poiana, Gheppio e Lodolaio) i rilievi sono stati svolti in aree campione appositamente individuate; per la stima della consistenza di queste specie si è proceduto con il metodo dei transetti lineari su percorsi campione. Il trend delle popolazioni è stato calcolato in base al numero medio di coppie stimate, secondo il seguente schema: variazione % $> \pm 50\%$ = forte incremento/forte decremento ; $< \pm 10 - \pm 50 >$ = debole incremento/debole decremento; $< -10 - + 10 >$ = stabile.

Rispetto alla precedente indagine (SROPU, 1987) quattro specie (Falco pecchiaiolo, Nibbio reale, Biancone e Falco pellegrino) sono risultate in “forte incremento”, due (Poiana e Aquila reale) in “debole incremento”, 1 (Nibbio bruno) in “forte decremento”, tre in “debole decremento” e una (Albanella minore) stabile. Si conferma l'estinzione del Capovaccaio per il quale non sono più stati registrati tentativi di nidificazione dopo quello del 1981 rinvenuto sui Monti della Tolfa (SROPU, 1987); il Grifone è invece una specie di recente acquisizione nella regione a seguito del progetto di reintroduzione realizzato a metà degli anni '90 nel comprensorio Duchessa-Velino-Sirente (Allavena e Panella, 2000) (Tab. 1). Per alcune specie (Falco pecchiaiolo, Nibbio bruno, , Poiana, Gheppio, Lodolaio e Lanario) i trend evidenziati sono probabilmente almeno in parte da imputare ad un migliorato grado di conoscenza e non ad un effettivo incremento e/o decremento delle popolazioni,; per le altre specie (Nibbio reale, Capovaccaio, Grifone, Biancone, Albanella minore, Aquila reale e Falco pellegrino) i trend sono probabilmente da ritenersi rispondenti ad una reale variazione. Per Astore e Sparviere, non essendo ancora conclusa l'indagine in tutte le aree campione, non si è ritenuto opportuno valutarne l'andamento.

Selezionando le specie più strettamente forestali (Falco pecchiaiolo, Nibbio bruno,

specie	SROPU, 1987					PRESENTE STUDIO							
	metodo di studio	n coppie min	n coppie max	media 82/83	grado di conoscenza	metodo di studio	n coppie min	n coppie max	media 2008	grado di conoscenza	differenza n coppie	variazione %	trend
Falco pecchiaiolo	sc	80	100	90	scarso	s	160	210	185	buono	95,0	105,6 %	forte incremento
Nibbio bruno	sc	150	200	175	mediocre	c	77	117	97	mediocre	-78,0	-44,6 %	debole decremento
Nibbio reale	sp	3	5	4	buono	c	7	11	9	buono	5,0	125,0 %	forte incremento
Capovacciao	sp	3 ind.	5 ind.	4 ind.	buono	-	-	-	-	-	-	-	estinto
Grifone	sp	-	-	-	-	c	13	14	13,5	buono	-	-	introdotta
Biancone	sp	20	30	25	buono	c	65	75	70	buono	45,0	180,0 %	forte incremento
Albanella minore	sp	15	25	20	buono	c	12	25	18,5	buono	-1,5	-7,5 %	stabile
Poiana	sc	250	500	375	mediocre	s	350	550	450	mediocre	75,0	20,0 %	debole incremento
Aquila reale	sp	6	7	6,5	buono	c	8	8	8	buono	1,5	23,1 %	debole incremento
Gheppio	sc	700	1500	1100	mediocre	s	364	770	567	mediocre	-533,0	-48,5 %	debole decremento
Lodolaia	sc	200	500	350	scarso	s	220	250	235	mediocre	-115,0	-32,9 %	debole decremento
Lanario	sp	10	15	12,5	mediocre	c	5	7	6	buono	-6,5	-52,0 %	forte decremento
Falco pellegrino	sp	25	30	27,5	buono	c	92	106	99	buono	71,5	260,0 %	forte incremento

Tab. 1. Consistenza delle popolazioni di rapaci nidificanti nel Lazio.

Nibbio reale, Biancone, Poiana e Lodolaio) sono stati evidenziati i complessi boschivi del Lazio dove ricadono le segnalazioni delle aree riproduttive di queste specie. Le aree di maggiore rilevanza occupano buona parte dell'Appennino centrale e dell'Antiappennino (Monti Lepini e Aurunci), le aree collinari costiere ed interne del Lazio (Monti della Tolfa, Vulcini, Sabini, Lucretili, Carseolani). La distribuzione delle aree riproduttive delle quattro specie rupicole (Grifone, Aquila reale, Lanario e Falco pellegrino) mostra una concentrazione di siti nei complessi montuosi interni (Appennino e Preappennino) e costieri meridionali e, secondariamente, nelle aree pianeggianti (valle del Tevere) e nel paesaggio collinare del Lazio settentrionale.

Summary

Distribution and status of breeding diurnal raptors in Latium

After 25 years of a previous analysis (years 1982-83) we have carried out a new survey on diurnal raptors of Latium. The study has been realized above all regional species during 2008 except for Sparrow and Goshawk only partially investigated. Some species are surveyed in the entire regional territory (Black and Red Kite, Griffon Vulture, Short-Toed Eagle, Montagu's Harrier, Golden Eagle, Lanner and Peregrine Falcon), others, more common, have been studied in sampled areas (Common Buzzard, Honey Buzzard, Sparrowhawk, Goshawk, Kestrel). We compared the present population of diurnal raptors with the previous analysis (1982-83). We found four species (Honey Buzzard, Red Kite, Short-Toed Eagle, and Peregrine Falcon) in steep increase, two in moderate increase (Common Buzzard and Golden Eagle), three in moderate decline (Black Kite, Kestrel and Hobby) and other one species in steep decline (Lanner). We confirmed the regional extinction of Egyptian Vulture that bred in Latium until 1981. The foremost regional breeding areas of these raptor species are localized along the Apennines and Pre-Appennines with other important sites in hill landscape along the northern part of region.

BIBLIOGRAFIA

- Allavena S., Panella M., 2000. La reintroduzione del Grifone *Gyps fulvus* nella Riserva Naturale del Monte Velino. *Alula*, VII (1-2): 10-19.
- SROPU, 1987. I rapaci nel Lazio. Quaderno Lazionatura n. 6. Regione Lazio, Roma.

NIDIFICAZIONE DI ALLOCCO DEGLI URALI *Strix uralensis* IN CASSETTA-NIDO E NUOVI DATI SULLA DISTRIBUZIONE IN ITALIA

ENRICO BENUSSI⁽¹⁾ & FULVIO GENERO⁽²⁾

⁽¹⁾ *Immagine Natura Research – Via Ginnastica, 73 – 34142 Trieste*
(*enrico.benussi@jumpy.it*)

⁽²⁾ *Parco Naturale delle Prealpi Giulie – P.zza del Tiglio, 3 – 33010 Resia (UD)*

Negli anni '90 sono state effettuate le prime ricerche sull'Allocco degli Urali in Italia e nel 1994 è stata trovata, per la prima volta, la specie nidificante nelle Valli del Natisone (UD) presso il confine di stato italo-sloveno, inoltre è stato accertato lo svernamento di un numero annualmente variabile di individui nelle medesime zone e nelle Valli del Torre (Benussi et al., 1995). Nel 2004 è stata avviata una nuova fase di ricerche, attualmente ancora in corso, che hanno consentito di ottenere dati significativi sullo status, distribuzione e nidificazione della specie in Italia.

Occupazioni di cassette-nido nelle Valli del Natisone. Nel 2006 nelle Valli del Natisone è stata riconfermata la presenza di una coppia territoriale nella stessa area a faggeta dove nel 1994 fu accertata la prima nidificazione (Genero e Benussi, 2007). Per favorire la riproduzione si è sperimentato l'utilizzo in questa zona di 10 cassette nido adatte alla specie (base 40x40 cm altezza 70 cm aperte nel terzo superiore), posizionate in tarda estate.

Il controllo delle cassette-nido il primo anno, nel 2007, non ha fornito indizi di nidificazione, mentre nel 2008 è stato accertato l'utilizzo di 2 di esse. Si tratta della prima occupazione di una struttura artificiale da parte della specie nel nostro Paese; il fatto che ciò sia avvenuto al secondo anno dall'ubicazione di un numero esiguo di nidi indicherebbe una carenza di siti naturali adatti in boschi periodicamente utilizzati per lo sfruttamento del legno. La nidificazione è avvenuta alla fine di aprile (deposizione 20-25 aprile), piuttosto tardivamente per la specie, e i due pulli nati hanno abbandonato quasi contemporaneamente il sito il 19 giugno. Successivamente sono stati inanellati. Probabilmente una seconda coppia (accertamenti genetici sui reperti in corso) ha deposto un uovo in un'altra cassetta posizionata su un'altro versante della foresta a circa un chilometro in linea d'aria, ma il nido è stato abbandonato quasi certamente per il disturbo creato dalla realizzazione, nello stesso periodo, di una pista forestale a meno di 10 m. Nel 2009 il controllo dei siti artificiali ha avuto esito negativo, la coppia è risultata regolarmente presente in tutto il periodo riproduttivo e molto territoriale, ma apparentemente non si è riprodotta. Nuove segnalazioni sono state effettuate di recente in varie stagioni più a est, sui versanti del M. Matajur, e sono sicuramente legate alla presenza di altre coppie nidificanti.

Distribuzione in altre aree italiane.

Per le Prealpi Giulie, seppur in presenza di ambienti ritenuti potenzialmente idonei, erano noti solo indizi relativi ad un maschio sentito in primavera nell'alta valle di Ucea (Rassati, 2006). Nel 2009 è stato possibile accertare la presenza di maschi territoriali in alcuni settori non noti per la specie: uno nella Val Resia il 2 giugno e il 23 settembre ed un altro (forse due) l'8 giugno più a sud nella Val Venzonassa a quote comprese tra i 900 e i 1200 m. L'ambiente è rappresentato dai versanti settentrionali di catene prealpine coperti da boschi misti che potrebbero ospitare alcune coppie di questa specie.

Nelle Prealpi Carniche l'intensificazione delle ricerche nei settori migliori tra gli 850 e i 1100 m nel 2005-2006 ha consentito di rilevare la presenza di una piccola popolazione nidificante apparentemente isolata rispetto alle altre note (Benussi e Genero, 2007). In quest'area nel 2008 sono state collocate 10 cassette-nido, ma nel 2009 nessuna risultava occupata dalla specie a parte una da *Strix aluco*.

Ulteriori segnalazioni in aree limitrofe (Rassati, 2006) fa presumere che in questo settore prealpino possa essere presente una popolazione stimata in 5-10 coppie.

Per la Foresta del Cansiglio i risultati delle indagini del 2006 hanno confermato per la prima volta la nidificazione (Benussi e Genero, 2007) e recenti contatti (ottobre 2009) confermano ulteriormente la presenza della specie in zona con un limitato numero di coppie.

Nei settori alpini del Friuli Venezia Giulia, seppure con aree apparentemente vocate, rimangono pochissimi indizi di presenza e le ricerche effettuate non hanno fornito risultati. Per il Tarvisiano vi sono solo due possibili segnalazioni nel 1994 per la Piana di Fusine (Genero e Benussi, 2007). La situazione risulta invece molto interessante sui vicini versanti austriaci carinziani, con numerose osservazioni nelle aree di confine ed una nidificazione in cassetta nido nel 2000 proprio a ridosso del confine con l'Italia (Feldner et al., 2006).

Conclusioni. In Italia gli habitat frequentati dall'Allocco degli Urali sono minac-



Fig. 1. Pullus di Strix uralensis su cassetta-nido. M.te Vogu 16/06/08 (Foto Enrico Benussi).

ciati da varie forme di disturbo, in particolare dal taglio del legname che non tiene in considerazione le esigenze ecologiche di questa e altre specie e viene effettuato anche nel periodo primaverile. Al riguardo si sottolinea le difficoltà di ottenere norme adeguate anche nelle aree Natura 2000, a causa della lentezza dell'applicazione delle azioni di conservazione e della mancata considerazione degli effetti della gestione selvicolturale. Altri fattori di mortalità documentati sono legati alla folgorazione in presenza di linee elettriche in prossimità o all'interno delle aree forestali (Benussi e Bressi, 2000). Un individuo è stato recuperato nel marzo 2009 nella città di Gorizia dopo aver sbattuto contro i vetri di un edificio: l'animale per le gravi lesioni riportate è morto pochi mesi dopo in un centro di recupero provinciale.

Ringraziamenti. Gli autori ringraziano per la fattiva collaborazione sul campo Enrico Albertini, Bruno Dentesani, Marco Favalli, Jozef Mihok, Emily Prall, Matteo Skodler ed il Museo Civico di Lentate sul Seveso per la fornitura delle cassette-nido.

Summary

Ural Owl *Strix uralensis*: update of its distribution and first record of breeding in a nest-box in Italy

A survey was carried out in the years 2004-2009 in suitable environments in NE Italy. Ural Owls were found breeding in the Natisone Valleys, in the same area where they had first been found breeding in Italy in the mid '90's: here, at least one pair successfully bred in a nest box in 2008 (first time in Italy). Other breeding pairs were found in the Cansiglio Forest; this finding moves the known SW border of the breeding range of the species about 80 km westward. Another interesting finding is that at least one pair nested on pre-alpine sector, halfway between Slovenia and Cansiglio: this demonstrates that the Ural Owl can breed in rather small and fragmented forest patches. In 2009, territorial males were found in various pre-alpine sectors in Val Resia and Val Venzonassa previously unknown for the species.

BIBLIOGRAFIA

- Benussi E., Genero F. & Puric A., 1995. Primi dati sulla nidificazione e lo svernamento dell'Allocco degli Urali, *Strix uralensis macroura*, nell'Italia nord-orientale. Riv. it. Orn., Milano, 64 (2): 97-105.
- Benussi E. & Bressi N., 2000. Segnalazione di Allocco degli Urali, *Strix uralensis*, sul Carso triestino. Atti Museo Civ. St. Nat., Trieste, 48:11-14.
- Feldner J., Rass P., Petutschinig W., Wagner S., Malle G., Buschenreite R.K., Wiedner P. & Probst R., 2006. Avifauna Kaertnes - Die Brutvoegel. Naturwissenschaftlicher Verei fuer Kaernten.
- Rassati G., 2006. Primi dati su presenza, svernamento e nidificazione dell'Allocco degli Urali *Strix uralensis* nel Friuli settentrionale (Alpi orientali). Picus 32 (62): 1-3.
- Benussi E. & Genero F., 2007. Allocco degli Urali. Storia ed evoluzione della specie in Italia. Atti convegno: Rapaci notturni: ricerca e divulgazione. Ellepi, Ronco Briantino: 4-10.
- Genero F. & Benussi E., 2007. New data and status of Ural Owl (*Strix uralensis*) in Italy. European Ural Owl Workshop. Bavarian Forest National Park. Heft 8: 36-41.

INFLUENZA DELLE CONDIZIONI METEOROLOGICHE SULLA RIPRODUZIONE DI AQUILA REALE *Aquila chrysaetos* NELLE ALPI ORIENTALI. PRIMI DATI

ANTONIO BORGIO

Parco Naturale Dolomiti Friulane – Via Roma, 2 – 33080 Cimolais, PN (borgotiz@yahoo.it)

Il confronto annuale dei tassi riproduttivi di Aquila reale tra le aree studiate nell'arco alpino orientale (Veneto, Friuli Venezia Giulia, Alto Adige: AA.VV., 2005; Borgo, 2009) ha evidenziato parallelismi che inducono ad ipotizzare l'influenza di fattori che agiscono su larga scala quali i fattori climatici. Nel presente studio si è testata questa ipotesi nell'area di studio del Friuli Venezia Giulia.

Lo studio è stato condotto nel Parco Naturale Dolomiti Friulane, nelle rimanenti aree montuose del Friuli occidentale e nell'attiguo settore veneto (BL: Val del Piave). La popolazione studiata è composta da 9 coppie, ha una densità di 1,68 coppie/100 Km² e utilizza un'area complessiva di 836 Km² (Borgio, 2009). L'area di studio ha caratteristiche prealpine, l'andamento delle precipitazioni è sub-equinoziale, con innevamento precoce (ottobre-novembre) solo in coincidenza di autunni freddi.

Analizzando i dati degli ultimi 15 anni (1994-2008), sono state indagate, mediante test non parametrico di Spearman, le correlazioni esistenti tra i valori annuali di successo riproduttivo della popolazione (% coppie che ha deposto, produttività, % di fallimento) e i valori mensili e stagionali (ott.-dic., gen.-feb., mar.-mag.) di precipitazioni (precipitazioni medie in mm; n° medio di giorni con precipitazioni) e temperatura (T° media; T° minima media). I dati meteorologici provengono dalla stazione ARPAV di Longarone (Val del Piave).

La percentuale di coppie che ha deposto risulta correlata positivamente con le precipitazioni medie ($r=0,557$ $p=0,031$) e il numero di giorni di precipitazioni del mese di marzo ($r=0,591$ $p=0,020$). La stessa relazione emerge anche per la produttività (aquilotti involati/coppie controllate) della popolazione (mm: $r=0,692$ $p=0,004$; gg: $r=0,734$ $p=0,002$). La produttività risulta inoltre correlata inversamente con la T° media invernale ($r= -0,533$ $p=0,041$) e direttamente, ma in modo non significativo, con la T° media di aprile ($r=0,467$ $p=0,079$). La percentuale di fallimento delle nidificazioni è correlata direttamente con la T° minima media invernale ($r=0,622$ $p=0,013$) e con la T° minima media autunnale (ott.-dic.) ($r=0,530$ $p=0,035$). Inoltre, il fallimento appare correlato direttamente con le precipitazioni medie nel mese di giugno ($r=0,536$ $p=0,039$). Produttività e fallimento non sono tra loro correlati ($r= -0,116$ $p=0,618$).

I risultati indicano che l'attività riproduttiva dell'Aquila reale nell'area di studio è influenzata dalle condizioni climatiche stagionali e, in particolare, dalle temperature medie autunnali e invernali e dalle precipitazioni di marzo (nevose) e giugno (pio-

vose). Condizioni climatiche rigide e avverse nella stagione fredda (ottobre-marzo) precedente la deposizione (dal 15 mar. al 4 apr. nell'area di studio), risultano migliorare i tassi riproduttivi dell'Aquila reale. L'effetto positivo della rigidità dell'inverno è probabilmente dovuto alla maggior mortalità degli ungulati e quindi a una maggior disponibilità di carcasse che costituiscono una risorsa trofica fondamentale per migliorare la condizione fisica delle aquile nel periodo invernale e in quello riproduttivo (maturazione delle gonadi, capacità di cova continua) (Haller, 1996; Borgo, 2009). L'importanza della disponibilità di carcasse di ungulati è confermata dalla correlazione positiva emersa nell'area di studio tra la disponibilità di ungulati (*Camoscio Rupicapra rupicapra*) e la produttività delle coppie (Borgo & Mattei, 2003).

La mortalità degli ungulati si concentra nella parte finale dell'inverno, quando le riserve di grasso sono esaurite e gli animali stremati. Un ruolo chiave è giocato dall'estensione e dalla durata della copertura nevosa che impedisce l'accesso al cibo e rende dispendiosi i movimenti (Mustoni et al., 2002). Basse temperature autunnali comportano l'abbassamento della quota della neve e un più precoce innevamento, aumentando il dispendio invernale di energie da parte degli ungulati. Le precipitazioni di marzo (nevose), oltre a contribuire a questa situazione critica, sono particolarmente pericolose per gli ungulati in quanto il rialzo delle temperature rende instabili gli apporti di neve fresca primaverili, aumentando il rischio di valanghe. Le slavine hanno per l'aquila l'ulteriore importanza di riserve alimentari, in quanto conservano le carcasse rendendole accessibili progressivamente durante la stagione di disgelo, ossia durante l'intera durata della cova.

Se le caratteristiche della stagione fredda precedente la deposizione, dall'autunno a marzo, sembrano influenzare indirettamente la riproduzione delle aquile, agendo sulla disponibilità alimentare invernale e primaverile, è invece probabile che le condizioni meteorologiche durante la cova e l'allevamento la influenzino direttamente. Infatti, le basse temperature in aprile possono aumentare il rischio di morte dell'embrione per raffreddamento durante i cambi cova o possono determinare maggior fame negli adulti e una conseguente minor assiduità nella cova, spiegando il calo di produttività che vi si associa. L'aumento della percentuale di fallimento all'aumentare delle precipitazioni in giugno può spiegarsi con una riduzione della resa di caccia e quindi dell'apporto di prede al nido.

Ringraziamenti. Si ringrazia l'Ente Parco Nazionale Dolomiti Bellunesi per aver messo a disposizione i dati ARPAV.

Summary

Effects of weather conditions on breeding success of Golden Eagle in Eastern Alps

The study was carried out in a 836 Km² wide area of Eastern Alps, centred on the Dolomiti Friulane Natural Park. Considering data of the last fifteen years (1994-

2008), the relations (Sperman test) between breeding performances of the Golden eagle population (9 pairs) and weather conditions (average T° and precipitations) were investigated. The % of laying pairs (A) and the population productivity (B) were positively related to the amount (mm) (A: $r=0,557$ $p=0,031$; B: $r=0,692$ $p=0,004$) and days (A: $r=0,591$ $p=0,020$; B: $r=0,734$ $p=0,002$) of snowfall in March. The productivity was negatively related to the average T° in winter (Jan.-Feb.) ($r=-0,533$ $p=0,041$). The % of nesting failure was positively related to the average T° in winter ($r=0,622$ $p=0,013$) and in autumn (Oct.-Dec.) ($r=0,530$ $p=0,035$). Productivity and nesting failure were not related ($r=-0,116$ $p=0,618$). Finally, the % of failure was related to the amount of rainfall in June ($r=0,536$ $p=0,039$). These results suggest that cold winters, with precocious snow coverage of the soil (cold autumn), and with abundant snowfall in March increase the breeding success of the Golden eagle in Eastern Alps. This positive effect is likely due to the greater mortality of Alpine chamois, Red deer and Roe deer during heavy winters leading to greater availability of food (carrion) in late winter and spring, before and during reproductive season. The negative effect of the rainfall in June on the nestling survival can be due to the greater difficulty to provide food in rain conditions.

BIBLIOGRAFIA

- Borgo A., 2009. L'aquila reale. I Libri del Parco, Vol. 5. Parco Dolomiti Friulane Editore, Cimolais (PN).
- Borgo A. & Mattedi S., 2003. Effetti della disponibilità di Camoscio e Marmotta sulla produttività dell'Aquila reale nel Parco Naturale Dolomiti Friulane. *Avocetta*, XXVII: 149.
- Haller H., 1996. Der Steinadler in Graubünden. Langfristige Untersuchungen zur Populationsoekologie von Steinadler im Zentrum der Alpen. *Der Ornithologische Beobachter*. Beiheft 9.
- Mustoni A., Pedrotti L., Zanon E., Tosi G., 2002. Ungulati delle Alpi. Nitida Editrice, Fondo (TN).

VARIAZIONE TEMPORALE DELLA DIETA DI *Tyto alba* SUL GARGANO (PUGLIA)

MICHELE BUX⁽¹⁾, VINCENZO RIZZI⁽²⁾ & ANTONINA PAVONE⁽¹⁾

⁽¹⁾ C.da Scizzo Poggioverde, 79 – 70016 Noicàttaro (BA) (buxmichele@hotmail.com)

⁽²⁾ Centro Studi Naturalistici Onlus – Via Vittime Civili, 64 – 71100 Foggia

Il Barbagianni *Tyto alba* è lo strigiforme su cui si dispongono maggiori informazioni sulla dieta. I micromammiferi rappresentano le sue prede principali in tutto il range distributivo, mentre il contributo di uccelli, rettili, anfibi e artropodi è molto variabile (Mikkola 1983 e Cramp 1985). Scopo del lavoro è stato quello di analizzare le variazioni annuali e stagionali della dieta del Barbagianni nel Parco Nazionale del Gargano (PNG).

Il Gargano, sito nella porzione nord occidentale della Puglia, rappresenta una estesa sub-penisola che si protende nell'Adriatico sottoforma di un esteso basamento calcareo con una superficie di circa 2000 km². I posatoi di Barbagianni erano localizzati tutti nel settore nord del promontorio (41° ,881240 -15° ,678981), nell'area di Monte D'Elio, ad una altitudine compresa tra 5 e 100 m slm. La temperatura media annua, durante il periodo di studio, è stata di 15,4°C, con i valori più elevati in luglio-agosto (30°C) e i più bassi in gennaio (5°C). La piovosità media annua è stata di 848,9 mm, con un massimo in novembre (100 mm) e un minimo in giugno (43 mm).

La dieta del Barbagianni è stata studiata attraverso l'analisi del contenuto delle borre raccolte in quattro posatoi tra il 1995 e il 2000. Da ottobre 1999 a settembre 2000 sono state effettuate delle raccolte mensili in tutti e quattro i posatoi al fine di studiare la variazione stagionale della dieta. Per ogni categoria tassonomica è stata calcolata la sua percentuale in termini numerici (N%) e di biomassa (B%). La biomassa per ogni categoria tassonomica è stata ricavata dalla letteratura disponibile e da esemplari raccolti nell'area di studio (rettili e insetti). Il peso dei ratti (*Rattus rattus* and *R. norvegicus*) è stato stimato secondo quanto indicato da Di Palma & Massa (1981). La biomassa media delle prede (GMW) è stata calcolata secondo quanto indicato da Marti (1987). L'ampiezza di nicchia trofica è stata calcolata attraverso l'indice di Levins' $B=1/\sum p_i^2$. L'elaborazione statistica dei dati è stata effettuata raggruppando le prede in sei categorie trofiche principali: *Microtus savii/brachycercus*, *Apodemus* spp., ratti, insettivori, uccelli e altre prede (*Talpa romana*, *Mus domesticus*, *Muscardinus avellanarius*, chiroterti, rettili e insetti). Nel raggruppamento si è cercato di ottenere che ogni categoria trofica rappresentasse almeno il 5% del campione in termini di N% o B% (Rotenberry 1980, Rosenberg e Cooper 1990). L'analisi di 1083 borre ha consentito di identificare 3220 resti di prede per una biomassa totale di 71,18 kg. La struttura generale della dieta su base annuale ha evidenziato una scarsa omogeneità tra le abbondanze relative delle categorie trofiche principali (Friedman

test, $\chi^2=26,000$, $N=6$, $df=5$, $p<0,00009$) con netta prevalenza di *Microtus savii/brachycercus* e di *Apodemus* spp. (Fig. 1). Le categorie “ratti” e “insettivori” sono risultate le uniche significativamente correlate (Spearman test $r_s=-0,886$, $P=0,019$). Il peso medio delle prede espresso in termini di GMW ha variato significativamente tra gli anni (One-way ANOVA, $F_{5,3214}=16,473$, $P<0,00001$) assumendo valori compresi tra 15,22 g nel 1997 e 21,66 g nel 2000 (media±ES=19,32 ± 1,01 g). Nessuna delle categorie trofiche considerate è risultata statisticamente correlata con GMW. L'indice di ampiezza di nicchia trofica di Levins' ha presentato valori compresi tra 3,60 e 4,74 (3,86 ± 0,19) e non è risultato significativamente correlato con nessuna delle categorie trofiche considerate (Spearman test). Anche su base stagionale *Microtus savii/brachycercus* e *Apodemus* spp. sono risultate le due categorie trofiche dominanti (Friedman test: $\chi^2=48,38$, $df=5$, $P<0,00001$). Tuttavia, a differenza di quanto osservato su base annuale, *Microtus savii/brachycercus* è stata catturata in maniera significativamente maggiore rispetto ad *Apodemus* spp. (Wilcoxon test: $T=2,00$, $Z=0,9025$, $P=0,0037$). *Microtus savii/brachycercus* presenta la massima importanza nella tarda estate e due minimi in marzo e ottobre, mentre *Apodemus* spp. ha evidenziato una maggiore variabilità, soprattutto nel periodo autunno-invernale, con due massimi in dicembre-gennaio e aprile. I ratti hanno presentato un maggiore contributo nel periodo primavera-estate ed un minimo in inverno. Gli insettivori hanno mostrato un andamento bimodale con due massimi in autunno e nella tarda primavera-inizio estate. L'andamento mensile della predazione a carico degli Uccelli evidenzia la presenza di 3 massimi; il primo si osserva in inverno quando è maggiore la presen-

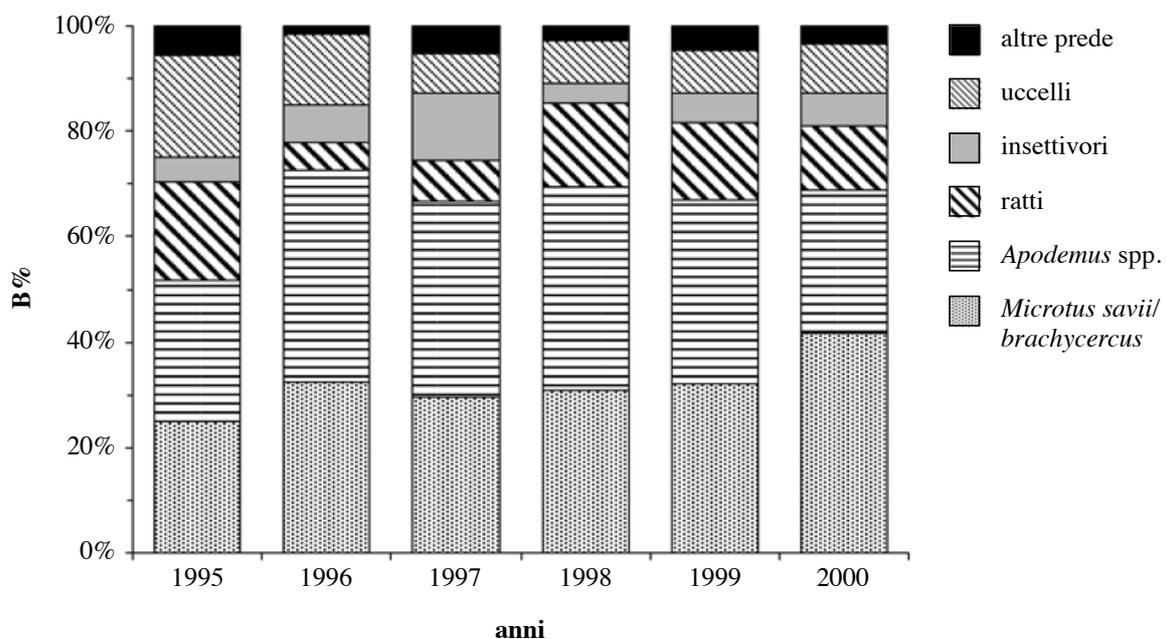


Fig. 1. Variazione annuale della percentuale di biomassa (B%) delle principali categorie di prede di Barbaggianni nel periodo 1995-2000.

za di roost, mentre gli altri due sono stati registrati in maggio e luglio in coincidenza della massima disponibilità di giovani da poco involati. *Microtus savii/brachycercus* è risultato correlato negativamente con gli Uccelli (Spearman $r_s = -0,629$, $P=0,03$) e *Apodemus* spp. con gli Insettivori (Spearman $r_s = -0,6089$, $P=0,04$). L'indice di Levin's $3,66 \pm 0,21$ (range 2,69-4,63) è risultato correlato positivamente con la B% di insettivori ($r_s = 0,643$, $n = 12$, $P=0,024$) e di uccelli ($r_s = 0,727$, $n=12$, $P=0,007$) e negativamente correlato con quella di *Microtus savii/brachycercus* ($r_s = -0,818$, $n=12$, $P<0,001$) e *Apodemus* spp. ($r_s = -0,608$, $n=12$, $P=0,036$).

La dieta del Barbagianni nel PNG ha presentato lo stesso pattern sia su base annuale che stagionale, con l'arvicola del Savi s.l. e i topi selvatici che hanno rappresentato le prede principali. I ratti sono risultati l'unica altra categoria che ha contribuito con B% comprese tra 10-20%. Contoli (1978), per l'Italia meridionale, riporta un contributo medio del 3,2% e valori per le altre aree della penisola mediamente inferiori. Studi condotti in Grecia hanno mostrato una notevole importanza dei ratti nella dieta del Barbagianni con contributi superiori al 20% della biomassa predata.

Summary

Temporal variation in the diet of Barn Owl in Gargano (South Italy)

On Gargano promontory we assessed Barn Owl *Tyto alba* diets at four discrete sites during 6 years. The 1083 fresh pellets contained 3220 identifiable prey items. The overall structure of diet has shown a lack of homogeneity between the major trophic categories. Dietary composition showed large seasonal variations, with predominantly prey *Microtus savii/brachycercus* and *Apodemus* spp. Barn owl on Gargano preyed most frequently on rats during breed season. This result was similar to previous report in Greece and other semiarid sites.

BIBLIOGRAFIA

- Rosenberg K. V. & Cooper R. J. 1990. Approaches to avian diet analysis. *Studies in Avian Biology* 13: 80-90.
- Marti C. D. 1987. Raptor food habits studies. In: *Raptor Management Techniques Manual*
- Levins R. 1968. *Evolution in changing environments*. Princeton University Press, Princeton, 132pp.
- Taylor I. 1994. *Barn Owls: predator-prey relationship and conservation*. Cambridge University Press.
- Rotenberry J.T. 1980. Dietary relationships among shrubsteppe passerine birds: competition or opportunism in a variable environment? *Ecol. Monogr.* 50:93-110.
- Rice W. R. 1989. Analysing tables of statistical test. *Evolution* 43:223-225.
- Krebs C. J. 1989. *Ecological Methodology*. London: Harper Collins Publishers.

STATUS E DISTRIBUZIONE DEI RAPACI NIDIFICANTI NELLA REPUBBLICA DI SAN MARINO

SANDRO CASALI & ANDREA SUZZI VALLI

*Centro Naturalistico Sammarinese – Via Valdes De Carli, 21 – 47893 Borgo Maggiore
Rep. San Marino (centronaturalistico@omniway.sm)*

Dopo il primo studio ornitologico sulla distribuzione e la densità dei rapaci nidificanti nell'Area Naturalistica Tutelata del Monte Titano (Casali & Suzzi Valli, 2006), il Centro Naturalistico Sammarinese propone ora i risultati della ricerca allargata all'intero territorio della Repubblica di San Marino. Tale studio, oltre a costituire un valido approfondimento ed aggiornamento delle conoscenze sulla distribuzione e la densità degli uccelli rapaci nidificanti nel nostro paese, utilizzabile sia in chiave divulgativa sia per scopi didattici, può rappresentare anche un utile riferimento per monitorare nel tempo lo stato di salute degli ecosistemi e valutare il grado di conservazione dell'ambiente.

L'area di studio comprende l'intero territorio sammarinese, per un'estensione totale di 6.119 ha (61,19 Km²). La Repubblica di San Marino è situata all'estremità più meridionale dell'Appennino romagnolo di fronte al Mare Adriatico, fra le province di Rimini e Pesaro-Urbino ad una quindicina di chilometri dalla città di Rimini. Il territorio, che si sviluppa ad un'altezza compresa fra 53 e 739 m s.l.m., è caratterizzato in una sua metà dalla presenza di una serie di rupi calcaree, la più importante delle quali è quella del Monte Titano, mentre nella restante porzione per lo più da formazioni collinari degradanti verso la costa solcate in parte da valloni calanchivi. Per quanto riguarda l'utilizzo del suolo il 14% risulta edificato, le strade ne coprono il 5%, la superficie agricola utilizzata ne copre il 47%, il 18% è rappresentato da calanchi, il 15% da boschi e arbusteti e l'1% da corsi d'acqua. La popolazione residente ammonta a circa 31.000 abitanti ma sale a 35.000 circa se si considera anche la popolazione avente solo rapporti di lavoro. Nel complesso, nonostante l'esigua estensione, il territorio presenta un'alta eterogeneità ambientale con abbondanza di zone ecotonali e risulta particolarmente favorevole all'insediamento di diversi popolamenti faunistici. All'interno dell'area di studio sono stati scelti strategicamente 117 punti di ascolto/osservazione, più o meno equidistanti, distribuiti in maniera da coprire, con le relative superfici "di ascolto" di circa 0,5 km², l'intero territorio. Da ciascuno di essi, per almeno due volte nei periodi compresi tra febbraio e luglio del biennio 2007/2008, sono stati effettuati i rilevamenti. Per il censimento dei rapaci notturni, oltre all'ascolto dell'attività canora spontanea, si è ricorso alla tecnica del playback. I rapaci diurni sono stati invece censiti mediante osservazione diretta delle coppie in attività riproduttiva.

Le specie di rapaci nidificanti rilevate nel biennio 2007/2008 sono complessivamen-

Ordine	Specie	Territori occupati Densità (coppie/kmq)	Trend 2000-2008
Accipitriformi	Falco pecchiaiolo <i>Pernis apivorus</i>	1 – (0,02)	+
	Biancone <i>Circaetus gallicus</i>	? – (?)	+
	Sparviere <i>Accipiter nisus</i>	6 – (0,10)	+
	Poiana <i>Buteo buteo</i>	12 – (0,20)	+
Falconiformi	Gheppio <i>Falco tinnunculus</i>	14 – (0,23)	=
	Lodolaio <i>Falco subbuteo</i>	3 – (0,05)	+
	Falco pellegrino <i>Falco peregrinus</i>	2 – (0,03)	=
Strigiformi	Barbagianni <i>Tyto alba</i>	12 – (0,20)	?
	Assiolo <i>Otus scops</i>	84 – (1,37)	?
	Allocco <i>Strix aluco</i>	34 – (0,56)	?
	Civetta <i>Athene noctua</i>	142 – (2,32)	?
	Gufo comune <i>Asio otus</i>	3 – (0,05)	?

Tab. 1. Status dei rapaci nidificanti nella Repubblica di San Marino nel biennio 2007-2008.

te 11, di cui 6 diurne e 5 notturne (Tab. 1): Falco pecchiaiolo *Pernis apivorus*, Sparviere *Accipiter nisus*, Poiana *Buteo buteo*, Gheppio *Falco tinnunculus*, Lodolaio *Falco subbuteo*, Falco pellegrino *Falco peregrinus*, Barbagianni *Tyto alba*, Assiolo *Otus scops*, Allocco *Strix aluco*, Civetta *Athene noctua*, Gufo comune *Asio otus*. Nel 2008 (ed anche nel 2009) sono state effettuate, presso aree calanchive alternate a macchie boscate, ripetute osservazioni di individui singoli ed in coppia di Biancone *Circaetus gallicus*, specie migratrice, estivante, rara e localizzata nella penisola italiana (Brichetti e Fracasso, 2003). Pur non essendo riusciti ad accertarne la nidificazione, dato il vastissimo territorio utilizzato dalla specie, la costante presenza rilevata dalla primavera alla fine dell'estate (per due anni consecutivi) in ambiente idoneo ne fa desumere con molta probabilità l'eventuale riproduzione in territorio o in aree confinanti.

Fra i rapaci notturni la specie rinvenuta in più stazioni è la Civetta, con 142 territori occupati distribuiti in maniera pressoché omogenea sul territorio. L'Assiolo, specie migratrice estivante, è stato rilevato in 84 stazioni. L'Allocco, con 34 territori occupati, è localizzato nelle aree a copertura boschiva d'alto fusto, dislocate perlopiù nella porzione Sud e Ovest del territorio. Il Barbagianni è stato rilevato in 12 stazioni in aree a prevalente conduzione agricola, anche in prossimità di zone industriali dove nidifica nei vani alti non utilizzati dei capannoni. Il Gufo comune è stato contattato solamente in tre stazioni ma, considerata la sua scarsa attitudine a rispondere alle sollecitazioni sonore, probabilmente la specie è stata sottostimata. Fra i rapaci diurni la specie rinvenuta con più frequenza è il Gheppio, con 14 territori occupati. La Poiana occupa 12 stazioni. Lo Sparviere, specie di recente insediamento (segnalata nel 2006 la prima coppia nidificante, quattro nella primavera successiva) è stato rilevato in 6 stazioni. Il Lodolaio è stato rinvenuto nidificante in tre località (la prima nidi-

ficazione accertata per il territorio sammarinese risale al 2007). Il Falco pellegrino è presente in due località rupestri. Il Falco pecchiaiolo è stato rilevato per la prima volta nidificante, con una coppia, nel territorio sammarinese. Nonostante il diffuso utilizzo antropico del territorio, dai dati emersi dal presente studio si può tranquillamente affermare che il nostro paese, grazie probabilmente all'alta diversità ambientale ed al rispetto delle leggi vigenti a tutela dell'ambiente e soprattutto in ambito venatorio, permette tuttora il mantenimento di buone e diversificate popolazioni di uccelli rapaci. In particolare, per quanto riguarda la Civetta e l'Assiolo, specie a distribuzione piuttosto omogenea sul territorio, le densità riscontrate di 2,32 e 1,37 (territori/kmq) risultano piuttosto elevate e superiori alla media di quelle riscontrate in altre aree centro settentrionali italiane oggetto di studi analoghi. Per tutte le specie notturne tuttavia, in mancanza di studi precedenti, il trend degli ultimi anni non è conosciuto, mentre per quelle diurne appare stabile ed in molti casi decisamente positivo. Di notevole interesse la presenza stabile delle due coppie di Falco pellegrino, che si riproducono regolarmente da diversi anni (la prima dal 1996, la seconda dal 2000), il recente insediamento dello Sparviere e del Lodolaio ed infine la nidificazione accertata per la prima volta del Falco pecchiaiolo e la ricorrente frequentazione delle aree calanchive, ricche di serpenti, da parte del Biancone. Non è stata invece più rinvenuta nidificante l'Albanella minore *Circus pygargus*, presente con una coppia fino a metà degli anni novanta in una vallata calanchiva del settore nord orientale del territorio; d'altra parte negli inverni 2007/08 e 2008/09 una femmina di Albanella reale *Circus cyaneus* ha sostato per oltre un mese in un'area di bassa collina sempre nel settore nord orientale. Durante i censimenti notturni col playback è stata rilevata anche la presenza del Succiacapre *Caprimulgus europaeus* in più stazioni.

Ringraziamenti. Si ringraziamo sentitamente gli amici e colleghi Danilo Lanci, Glauco Busignani, Davide Santi e le Guardie del Servizio di Vigilanza Ecologica dell' U.G.R.A.A.

Summary

Status and distribution of birds of prey nesting in the Republic of San Marino

The monitoring project of diurnal and nocturnal birds of prey nesting in the Republic of San Marino (61,19 Km²), during the spring 2007-2008, produced new data on distribution and consistence of populations of this important avifaunistic group.

BIBLIOGRAFIA

- Brichetti P. e Fracasso G., 2003. Ornitologia italiana. Vol. 1 - Gavidae-Falconidae. Alberto Perdisa Editore, Bologna: 463 pp.
- Brichetti P. e Fracasso G., 2006. Ornitologia italiana. Vol. 3 - Stercorariidae-Caprimulgidae. Alberto Perdisa Editore, Bologna: 437 pp.
- Casali S. & Suzzi Valli A., 2006. Primi dati sulla distribuzione e la densità dei rapaci diurni e notturni nidificanti nell'Area Naturalistica Tutelata del Monte Titano. Quaderno di Studi e Notizie di Storia Naturale della Romagna, 23: 9-14.

LO SVERNAMENTO DELLA SPATOLA *Platalea leucorodia* NELLA MAREMMA GROSSETANA

FAUSTO CORSI

Via del Tino, 244 – 58040 Roselle, Grosseto (fausto.corsi1@tin.it)

La Spatola *Platalea leucorodia* è tornata a nidificare in Italia dal 1989, nelle valli di Comacchio in Emilia-Romagna (Volponi et al., 2008) contemporaneamente le lagune costiere maremmane sono diventate importanti aree di sosta migratoria e soprattutto stazioni di svernamento. Il presente lavoro si è svolto in sei anni, dal 2004 al marzo del 2009, con 297 letture personali e un totale di 867 dati analizzati appartenenti a 62 individui diversi, di questi 55 sono frutto di osservazioni personali e 7 fornitemi da M. Dragonetti e P. Giovacchini. Le osservazioni si sono svolte in due aree umide costiere frequentate costantemente dalla specie: la RNP della Diaccia-Botrona in comune di Grosseto e Castiglione della Pescaia e la Laguna di Orbetello, nel comune omonimo, parzialmente protetta come RNP ed Oasi WWF. La ricerca si è basata sulla lettura di anelli colorati in PVC con sigle alfanumeriche individuali e la conseguente elaborazione di schede (cronistoria di vita). Il 95% (n. 59) sono spatole inanellate da *pulli* in Italia, nelle colonie delle valli di Comacchio in Provincia di Ferrara e Ravenna; il restante 5% (n. 3) provengono dalla Croazia (2) e dalla Romania (1). Inoltre (non incluse in questo lavoro) sono state osservate nella laguna di Orbetello nel 2007 una spatola Serba e una Spagnola (W. Donati com. pers.).

Le spatole che svernano nella Laguna di Orbetello, mostrano una notevole fedeltà sia al sito di svernamento che di nidificazione, solo una piccola percentuale modifica tempi e luoghi. Lo schema tipico, prevede l'arrivo dalla seconda quindicina di settembre, in questo momento si sommano agli individui svernanti anche individui in sosta migratoria, è il momento di massima presenza, in questo periodo usano un dormitorio e prevalentemente aree di alimentazione, nella parte NE della laguna di ponente, all'interno dell'oasi WWF, aree che verranno abbandonate successivamente. Dalla fine di ottobre rimangono solo gli svernanti, da fine novembre-inizi di dicembre cambiano dormitorio e parzialmente aree di alimentazione, spostandosi nella parte SE della laguna di ponente, a febbraio iniziano a diminuire, entro la prima quindicina di marzo se ne sono quasi tutte andate. Contemporaneamente occupano le colonie delle valli di Comacchio. Le letture di Orbetello riguardano quasi esclusivamente il periodo autunno-invernale (58/59 individui). Solo un individuo è stato osservato a maggio e tre a luglio nella RNP della Diaccia-Botrona. Questo dato è particolarmente interessante: si tratta di tre individui inanellati da *pulli* il 16 aprile 2008 nella colonia di Valle Mandriole (RA) che hanno anticipato lo spostamento verso sud di almeno tre mesi, mentre il grosso degli individui si manteneva nelle vicinanze della colonia. Spostamenti molto precoci verso le aree di svernamento riguarda-

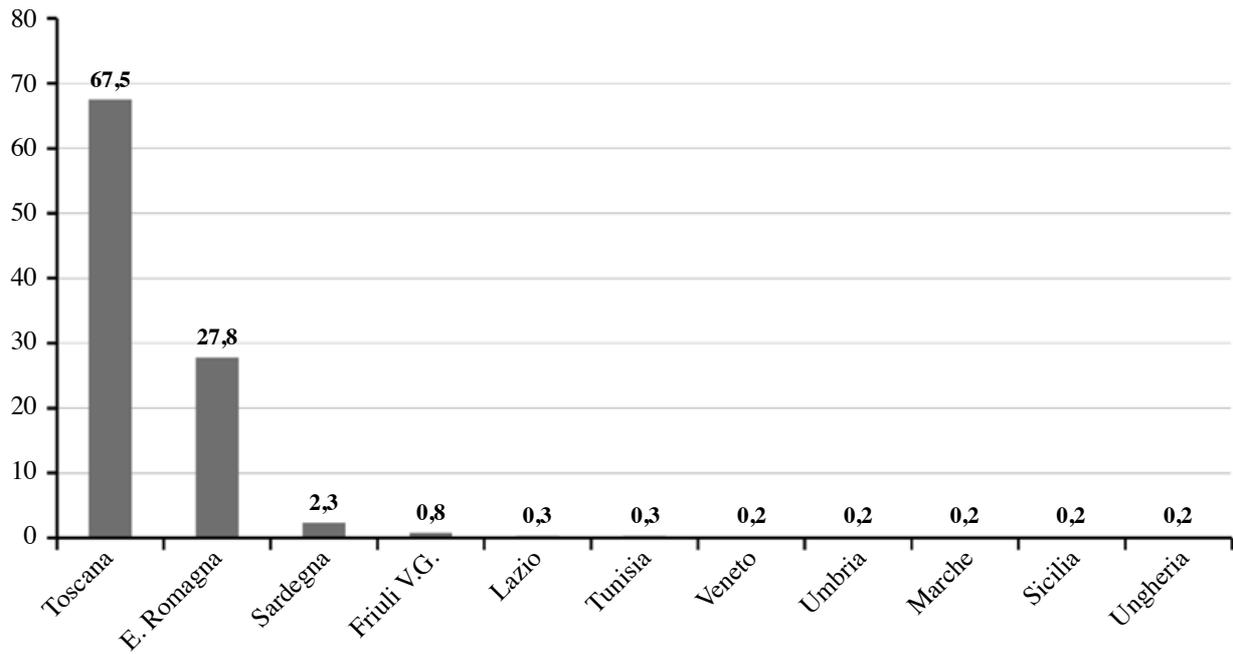


Fig. 1. Luoghi di lettura degli anelli. Si nota come la quasi totalità è relativa ai siti italiani di svernamento e nidificazione (Comacchio - FE; Orbetello - GR).

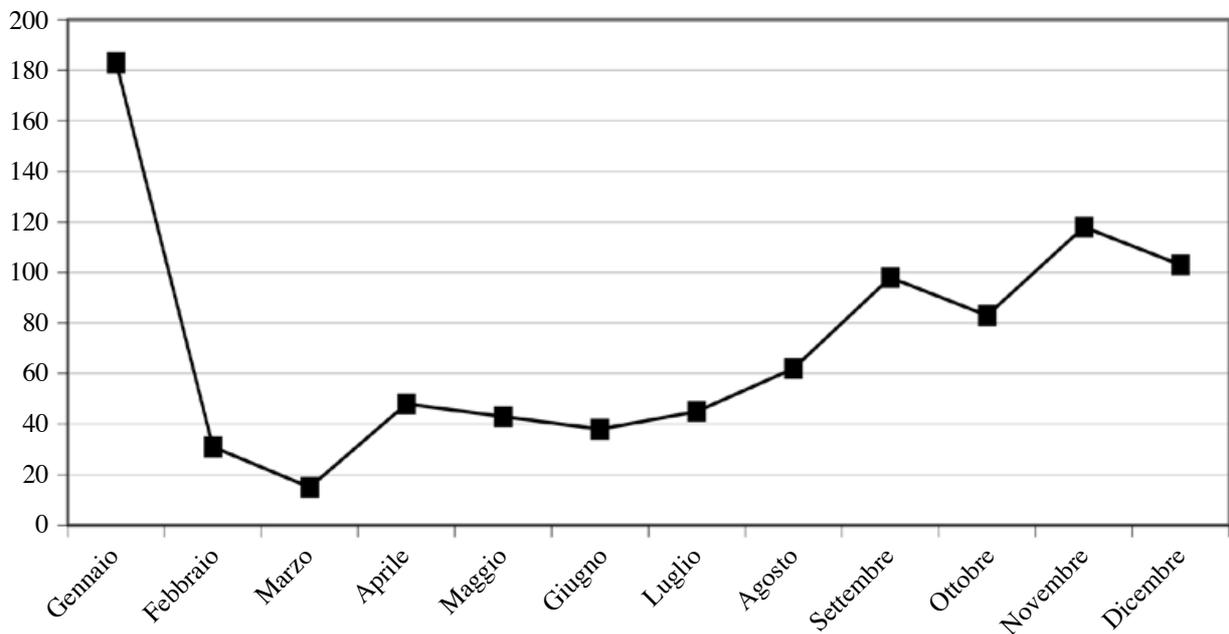


Fig. 2. Numero di letture effettuate per mese.

no una piccola porzione della popolazione nidificante e sono conosciuti da tempo (S. Volponi, in EBN 2009). Nell'autunno del 2006 furono letti anelli di 25 individui diversi e censiti 158 individui, mentre nei censimenti di metà gennaio 2007 (Censimenti IWC, fonte COT) gli individui svernanti erano 117. Sui 25 individui letti, 19

sono rimasti a svernare, di 4 non ho dati in periodo invernale e 2 sono andati a svernare nelle aree umide del Cagliaritano.

Le spatole osservate in Maremma sono state riviste in due stati esteri, Tunisia e Ungheria, in nove regioni e diciotto province italiane. Degli 867 record, il 64,7% riguarda Orbetello in periodo autunno-invernale, il 22% le Valli di Comacchio in periodo riproduttivo e post-riproduttivo, poco significative le altre località di osservazione (Fig. 1), I record coprono tutti i mesi dell'anno con il massimo di osservazioni registrato in gennaio (20,4%) e il minimo in marzo (1,6%) (Fig. 2).

Nelle aree di Orbetello e della Diaccia-Botrona i primi dati invernali raccolti in modo sistematico nell'ambito dei censimenti IWC di metà gennaio partono dal 1991 (Arcamone et al., 2007). I 21 individui censiti inizialmente ad Orbetello sono aumentati in modo regolare e continuo, fino a 70 nel 1999. È in questo anno che vengono segnalate le prime spatole in Diaccia-Botrona con 4 individui. Negli ultimi anni i censimenti mostrano una certa stabilità. Nel 2008 c'erano 135 Spatole nella Laguna di Orbetello e 69 nella Diaccia-Botrona (Censimenti IWC, fonte COT).

Summary

Spoonbill *Platalea leucorodia* wintering in Grosseto Province

Since 1990 Spoonbill presence during winter in Maremma marshes increased considerably, reaching a maximum of about 200 birds. The movements and origin of these birds was studied checking 62 ringed Spoonbills. The first birds reach the winter quarters in September and leave at the end of February. Almost all Spoonbills are born in Northern Italy colonies (Valli di Comacchio, Ferrara), where they return for nesting. This species shows a high fidelity for breeding and wintering sites.

BIBLIOGRAFIA

- Arcamone E., Dall'Antonia P., Puglisi L., 2007. Lo svernamento degli uccelli acquatici in Toscana, 198-2006. Regione Toscana.
- Volponi S., Emiliani D., Fasola M., 2008. An overview of Spoonbills in Italy. International Spoonbill Working Group Newsletter, 5.

SESSAGGIO DI DUE SPECIE MONOCROMATICHE. CONFRONTO MORFOMETRICO E ANALISI DELLA DISTRIBUZIONE TEMPORALE DURANTE LE MIGRAZIONI

MATTEO DEL FABBRO, BRUNO DENTESANI, MARTA ZANOLLA, DENIS GUIATTI,
CARLA FABRO & STEFANO FILACORDA

*Università degli Studi di Udine, Dipartimento di Scienze Animali – Via S. Mauro, 2 – Pagnacco, UD
(matteo.delfabbro@uniud.it)*

Sono stati analizzati i campioni genetici (prelievo ematico) di 163 individui di Beccafico *Sylvia borin* durante la migrazione post riproduttiva e di 96 individui di Pettirosso *Erithacus rubecula* in diversi periodi dell'anno, al fine di determinare il rapporto numerico fra i sessi, le eventuali differenze morfometriche e la distribuzione temporale durante il passo migratorio; 6 individui di Capinera *Sylvia atricapilla* sono stati utilizzati come specie controllo, dato il loro dimorfismo sessuale. Gli esemplari oggetto d'indagine sono stati catturati, in collaborazione con la Riserva Naturale Regionale "Foce dell'Isonzo - Isola della Cona", in due località della Regione Friuli Venezia Giulia, dove queste specie sono da considerarsi esclusivamente di passo.

Gli animali sono stati catturati da inanellatori autorizzati dall'ISPRA, rispettando le procedure previste dal regolamento sull'inanellamento a scopo scientifico. Le catture sono state effettuate mediante l'utilizzo di reti Mist-nets per passeriformi, in due stazioni di cattura principali: Isola di S. Andrea (Ud) (362716 m E 5064004 m N - UTM WGS 84), e Riserva Naturale Foce dell'Isonzo - Isola della Cona (Go) (383579 m E 5667677 m N - UTM WGS 84). Per ogni soggetto esaminato sono state rilevate le seguenti variabili fisiologiche e morfometriche secondo le metodologie standardizzate EURING: misura della terza remigante, misura della corda massima, del peso, l'accumulo di grasso, e la condizione del muscolo. Sono stati inoltre effettuati dei prelievi ematici per le analisi genetiche (Gutierrez et al., 2002; Hansen et al., 2007; Park et al., 2008; Smith et al., 2004). Il sangue (20-50µl) è stato prelevato mediante una puntura con ago sterile, a livello della vena ulnare, assorbito e conservato mediante le cartine FTA (Whatman®Bioscience). Per le analisi statistiche della correlazione e della varianza sono stati utilizzati i programmi Microsoft Excel® 2003 e il programma statistico SPSS® for Windows®.

Il metodo utilizzato nel presente studio ha consentito una rapida estrazione del DNA con le cartine FTA e la successiva identificazione del sesso degli uccelli oggetto di indagine. La tecnica nel complesso è risultata poco costosa e di notevole interesse e applicabilità in ambito naturalistico. Per quanto riguarda il Beccafico è emerso che la distribuzione nel tempo durante la migrazione post-riproduttiva, rivela un andamento sostanzialmente simile tra maschi e femmine, con un picco nella prima decade di

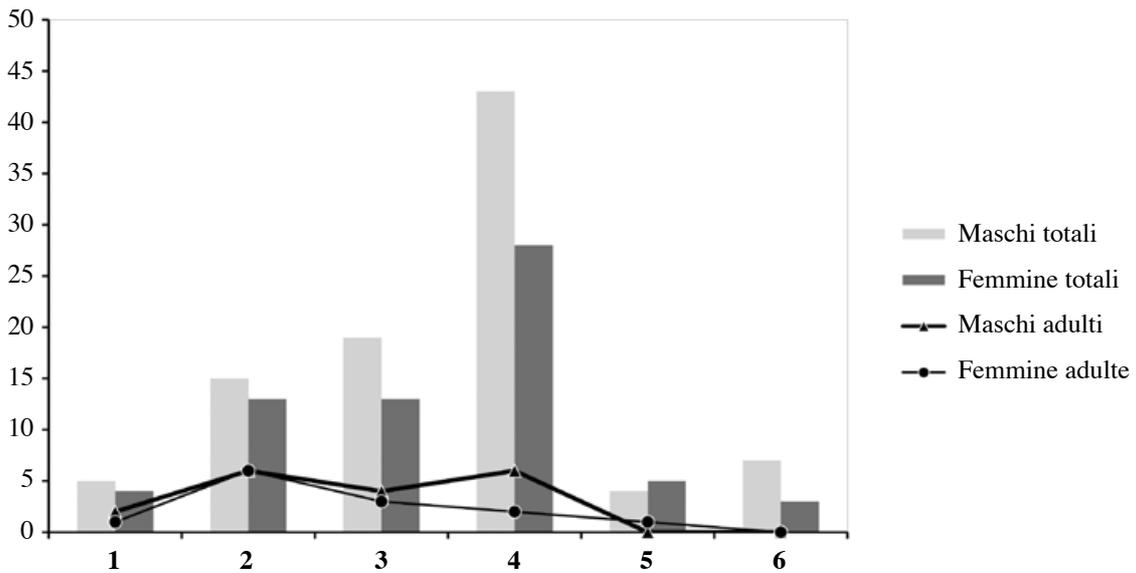


Fig. 1. Distribuzione dei sessi nelle decadi di Agosto e Settembre nel Beccafico.

settembre (Fig. 1), con una maggiore presenza di individui maschi rispetto le femmine. Analizzando la varianza delle misure biometriche in entrambe le specie, è emerso un effetto significativo dovuto al fattore *sexo* ($p < 0,05\%$ nel Beccafico e $p < 0,01\%$ nel Pettiroso); questa analisi è stata condotta tenendo conto nel modello del fattore età, dell'interazione tra *età* e *sexo* e della covariata *peso* (nella specie Beccafico anche della covariata *decadi*); con questa analisi sono stati stimati gli intervalli nelle misure che differenziano i due sessi, i casi della corda massima CM nelle due specie sono illustrati in Fig. 2)

I risultati ottenuti dallo studio delle relazioni tra il fattore *sexo* e le varie misure bio-

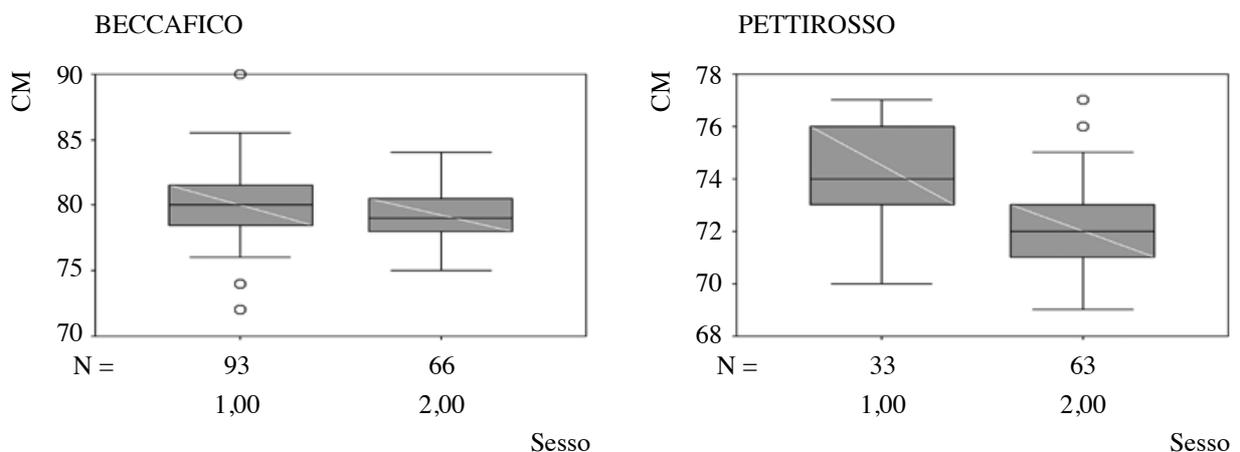


Fig. 2. Rappresentazione delle lunghezze medie delle ali (CM) tra i due sessi nel Beccafico (st.error M 0,28 F 0,34; range contenente il 95% dei casi: M 79,93 - 81,05; F 78,90 - 80,22) e nel Pettiroso (st.error M 0,39 F 0,32; range contenente il 99% dei casi: M 72,95 - 75,01; F 71,52 - 73,23)

metriche, significative nella specie Pettiroso, permettono di ipotizzare la possibilità di individuare un metodo per identificare il sesso attraverso la sola misurazione della lunghezza dell'ala, senza dover necessariamente utilizzare le analisi di tipo genetico (più invasive e costose). Per permettere questo saranno necessarie ulteriori indagini, allargando il campione esaminato in ogni periodo dell'anno e in più stazioni di cattura.

Ringraziamenti. Un ringraziamento particolare va all'Ing. Giuseppe Tedesco per la gentile concessione ad effettuare le catture sull'Isola di S. Andrea; al direttore della Riserva Naturale Regionale Foce dell'Isonzo Fabio Perco e al personale tecnico e scientifico della SBIC in particolare Kajetan Kravos e Silvano Candotto per l'attività svolta in Riserva; al dott. Edo D'Agaro e allo staff tecnico del laboratorio di analisi genetica del Dipartimento di Scienze Animali.

Summary

Sexing of two monochromatic species. Morphometrical comparison and temporal distribution analysis during migrations

We analysed morphometric characteristics and blood samples of 163 Garden Warblers *Sylvia borin* during the post-breeding migration and of 96 Robins *Erithacus rubecula* in various periods of the year; the aim was to find the distribution between males and females and to find relations between sex and some morphometric parameters. Birds were caught in two birding stations in Friuli Venezia Giulia from 2007 to 2009. We founded significant correlation between the length of wings and sex; for the Robin species this relation was very strong and the interval of measures of the total wing length, obtained from the sex determination, seems to be useful for distinguish males from females.

BIBLIOGRAFIA

- Gutierrez-Corchero F., Arruga L, Sanz M V, Garcia C, Hernandez M A, Campos F, 2002. Using FTA® cards to store avian blood samples for genetic studies. Their application in sex determination - Technical note. *Molecular Ecology Notes*
- Hansen T., Simonsen M., Nielsen F. & Hundrup Y. 2007. Collection of blood, saliva, and buccal cell samples in a pilot study on the Danish nurse cohort: Comparison of the response rate and quality of genomic DNA. *Cancer Epidemiology Biomarkers & Prevention*, 16: 2072-2076.
- Park S., Kim J., Yang Y. & Lee S. 2008. Direct STR amplification from whole blood and blood- or saliva-spotted FTA (R) without DNA purification. *Journal of Forensic Sciences*, 53: 335-341.
- Smith LM, Burgoyne LA, 2004. Collecting, archiving and processing DNA from wildlife samples using FTA® databasing paper - Methodology article. *BMC Ecology*.

MONITORAGGIO UCCELLI SPIAGGIATI COME OCCASIONE FORMATIVA E DI INDAGINE AMBIENTALE: UN'ESPERIENZA IN PROVINCIA DI RAGUSA

ANTONINO DUCHI^(1,2) & MONICA GIAMPICCOLO^(2,3)

⁽¹⁾*A.I.M. Soc. Coop. – Via Antonino di S. Giuliano, 27 – 97100 Ragusa*

⁽²⁾*Centro di Educazione Ambientale Legambiente, Palazzo Mormino – Viale Regina Margherita
97018 Donnalucata (Scicli)*

⁽³⁾*Associazione M.A.R.E.A. – Via Risorgimento, 6 – 97100 Ragusa*

Seguendo una procedura standardizzata, idonea a descrivere le variazioni nel tempo delle frequenze di ritrovamento, gli uccelli spiaggiati possono essere utilizzati come indicatori del tasso di inquinamento (Seys et al., 2002a; Seys et al., 2002b), un'attività effettuata principalmente grazie all'apporto di volontari (Foster-Smith & Evans, 2003). L'esame delle carcasse eventualmente rinvenute permette infatti di conoscere quantitativamente l'incidenza di importanti fattori di mortalità, primo tra tutti la contaminazione da petrolio.

Nell'inverno 2005-2006 in Italia è stato avviato in via sperimentale il progetto nazionale Monitoraggio Uccelli Spiaggiati (M.U.S.), coordinato dall'I.S.P.R.A., che ha coinvolto anche la provincia di Ragusa (Baccetti, 2005). Il protocollo delle attività prevedeva 2 uscite (fine dicembre e fine febbraio), per monitorare a piedi un tratto di litorale sabbioso di circa 9 km, seguendo la linea di battigia, ed esaminando accuratamente la linea di recente spiaggiamento dei residui portati dal mare e contemporaneamente controllando a distanza anche il bagnasciuga per eventuali corpi appena spiaggiati. Per standardizzare il più possibile i dati, è stata predisposta una scheda di rilevamento che prevedeva anche la raccolta dati su una serie di parametri ambientali e di impatti antropici.

In provincia di Ragusa nel 2005-2006 il monitoraggio ha interessato la spiaggia di S. Maria del Focallo (Ispica). Nel 2006-2007 tale progetto è stato inserito come attività di un corso di formazione per Esperti nella valutazione della qualità dell'ambiente marino (codice 1999/IT.16.PO.011/3.02/7.2.4/650), permettendo la partecipazione, a turno, di 7 stagisti. Si sono così potute ampliare le attività a quasi tutte le spiagge della provincia di Ragusa, per complessivi 53,5 km di costa sabbiosa, suddivisi in 11 transetti corrispondenti a 30 tratte di 1 h.

Nel 2005-2006 non è stato rilevato alcun esemplare spiaggiato, mentre sono stati riscontrati accumuli evidenti di petrolio. Nel 2006-2007 è stato rilevato un unico esemplare spiaggiato (*Chroicocephalus ridibundus*), presso la spiaggia di Scoglitti (Vittoria) la cui morte, ad un'ispezione esterna, non è apparsa correlata con l'inquinamento da idrocarburi. Le indagini hanno comunque permesso di evidenziare una serie di impatti su questi ambienti (in particolare presenza di petrolio e di rifiuti, ce-

	Tratte orarie		Spiagge	
	30		11	
PETROLIO	24	80%	11	100%
ASSI LEGNO	25	83%	11	100%
PLASTICA	30	100%	11	100%

Tab. 1. Frequenza di riscontro dei rifiuti-target.

mentificazione, erosione, ingresso di veicoli ed animali domestici di vario tipo, scarichi abusivi). In Tab. 1 si evidenziano i risultati inerenti i rifiuti-target. Dai dati è emerso che tutte le spiagge erano sottoposte ad inquinamento sia da petrolio che da rifiuti, plastici e non. Oltre a ciò sono stati riscontrati - nel tratto a maggior densità serricola - anche bidoni contenenti anticrittogamici ed altri rifiuti correlati.

Nell'ambito delle indagini sono state individuate complessivamente 16 specie ornitiche lungo tutta la costa ragusana, di cui 10 non-Passeriformi (*Phalacrocorax carbo sinensis*, *Egretta garzetta*, *Circus aeruginosus*, *Falco tinnunculus*, *Charadrius alexandrinus*, *Actitis hypoleucos*, *Chroicocephalus ridibundus*, *Larus melanocephalus*, *Sterna sandvicensis*, *Alcedo atthis*) e 6 Passeriformi (*Galerida cristata*, *Motacilla flava*, *Motacilla alba*, *Phoenicurus ochrurus*, *Pica pica*, *Corvus cornix*).

Il ritrovamento di un solo un esemplare spiaggiato (senza manifesti segni di inquinamento da idrocarburi), può apparire di per sé positivo, ma va tenuto conto di due fattori:

- I) è stato possibile monitorare tutta la fascia costiera iblea, ma ciò ha però permesso di effettuare solo un'uscita per spiaggia;
- II) la presenza di inquinamento da petrolio 'cronico', diffuso in tutte le spiagge (testimoniato anche dalla non infrequente osservazione di uccelli con piumaggio macchiato da idrocarburi) ed il frequente riscontro di tracce di cani porta a prendere in considerazione l'ipotesi di un maggiore spiaggiamento e di una sottrazione degli individui da parte dei randagi.

Il monitoraggio ha permesso ai tirocinanti di svolgere un'esperienza formativa sul campo che si è concretizzata nella delineazione di un primo quadro complessivo dello stato di conservazione del territorio litoraneo ibleo. È stato così evidenziato un preoccupante impatto antropico, segno di un non adeguato funzionamento degli strumenti di tutela e di un'insufficiente attenzione da parte degli Enti preposti.

Il metodo, oltre all'indagine ambientale in sé, appare interessante anche dal punto di vista didattico e si prevede, con opportuni adattamenti, di inserirlo nelle attività laboratoriali del C.E.A.

Sulla base dell'esperienza effettuata, si propone di apportare delle modifiche/integrazioni al metodo per aumentarne l'efficienza, sia per l'aspetto di monitoraggio che per il suo utilizzo anche a fini didattici. In particolare per rendere più accurato il monitoraggio ambientale, si potrebbe prevedere l'introduzione nella scheda di una ca-

sella specifica per i materiali di risulta e l'uso di una scala di valori relativa ai rifiuti che vada da 0 a 3 per aumentarne la sensibilità. Infine, sarebbe opportuno prevedere di effettuare l'uscita alle prime luci dell'alba al fine di diminuire il rischio di perdite di uccelli spiaggiati a causa della risacca e/o del consumo da parte di randagi.

Ringraziamenti. Si ringraziano i volontari (Giancarlo Occhipinti, Maria Vittoria Zucchelli) e gli stagisti che hanno collaborato alla raccolta dei dati (Salvatore Vispo, Elisa Giurdanella, Marco Nuzzarello, Annalisa Fede, Nanni Di Falco, Francesco Sudanò) ed alla loro elaborazione (Simona Randone).

Summary

Beached Birds Survey: a training and environmental monitoring experience in the Province of Ragusa

In accordance with a national protocol (M.U.S.), in the years 2005-2007 we carried out a Beached Bird Survey in the Province of Ragusa. Having commenced this project in one long beach (S. Maria del Focallo), we then extended this survey in December 2006 and February 2007 to cover all sand shores in the Province, thanks to a training project for technicians for the monitoring of marine environment. This latter experience, however, while permitting the finding of only a single beached bird (*Larus ridibundus*), has revealed the presence of many differing environmental impacts - oil, plastic and wood rubbish in particular - which were observed along 100% of the shorelines of the beaches studied.

BIBLIOGRAFIA

- Baccetti N., 2005. M.U.S. - Monitoraggio Uccelli Spiaggiati: Risultati preliminari dell'inverno 2005-06. http://www.asoer.org/attività/uccelli_spiaggiati/pdf.
- Foster-Smith, J. and Evans, S.M., 2003. The value of marine ecological data collected by volunteers. *Biological Conservation*, 113 (2), 199-213.
- Seys, J., Offringa, R., Van Waeyenberge, J., Meire, P. and Kuijken E., 2002a. An evaluation of beached bird monitoring approaches. *Marine Pollution Bulletin*, 44, 322-333.
- Seys, J., Offringa, R., Van Waeyenberge, J., Meire, P. and Kuijken E., 2002b. Long-term changes in oil pollution off the Belgian coast: evidence from beached bird monitoring. *Belg. J. Zool.*, 132 (2) : 111-118.

**ANALISI COMPARATIVA DELLA DIETA DI
BARBAGIANNI *Tyto alba* E GUFO COMUNE *Asio otus*
SVERNANTI NELL'ALTA PIANURA FRIULANA**

DIEGO FASANO⁽¹⁾, ELISA ANNA FANO⁽²⁾ & BENEDETTO SALA⁽²⁾

⁽¹⁾ Via G. Rossini, 6 – 33026 Portogruaro, VE (diegofasano@libero.it)

⁽²⁾ Università di Ferrara, Dipartimento di Biologia ed Evoluzione

Le borre oggetto di questa indagine sono state rinvenute durante l'inverno 1999-2000 in due posatoi localizzati ad una distanza lineare tra loro di circa cinque km in un'area largamente coltivata, nel Comune di Arba (210 m s.l.m.), in provincia di Pordenone. Le "cure" di Gufo comune *Asio otus* provengono da un "roost" frequentato ormai da parecchi inverni da 6-11 individui e posto su due cipressi del piccolo cimitero del paese in un'area ricca di campi chiusi da muri a secco, siepi ed incolti. Le borre di Barbagianni *Tyto alba* provengono invece da una casa colonica di discrete dimensioni, abbandonata da anni e inserita in un contesto agricolo estremamente semplificato.

Le borre sono state aperte seguendo metodi standardizzati. Per una corretta determinazione ci si è avvalsi di una comprovata bibliografia specifica di riferimento. Il materiale è stato inoltre confrontato direttamente con la collezione osteologia del Dipartimento delle Risorse Naturali e Culturali dell'Università di Ferrara.

L'analisi è poi proseguita applicando degli indici ecologici, utili nel riassumere le caratteristiche della comunità e degli indici biotici capaci di fornire un'informazione sintetica atta a stabilire se la comunità studiata corrisponde a quella attesa in un determinato ambiente.

Barbagianni. Dalle 52 borre analizzate (Tab. 1) sono stati ricavate 162 prede (media 3,12/ borra) e con una ricchezza specifica pari a 9. Le prede erano così suddivise: 16 insettivori (3 specie), 12 muridi (5 specie) e 133 microtini (1 specie). La biomassa media delle prede è risultata di poco inferiore ai 25 g ed il pasto medio è stato pari a 77,6 g. La specie maggiormente predata risulta essere *Microtus arvalis* (82,1%), l'arvicola considerata dominante in Friuli, in tutti gli ambienti coltivati di bassa e media quota. Le altre prede principali sono *Crocidura suaveolens* (6,79%) che frequenta gli stessi ambienti della precedente e i muridi appartenenti al subgenere *Sylvaemus* (5,55%) che superano, però, come biomassa le Crocidure a causa del minimo peso di queste ultime (3,5 g in media) (Tab. 2).

Gufo comune. Il basso numero di prede per borra: 1,56 (rientrante nei parametri ecologici della specie in ambiente di pianura) ha comportato l'apertura di un numero maggiore di borre (103) (Tab. 1) per raggiungere un numero di prede utile alla com-

	Barbagianni	Gufo comune
N° borre	52	103
N° prede	162	161
N° specie	9(10)	3(4)
prede/borra	3,12 (1-6)	1,56 (1-4)
Peso medio prede (g)	24,88	25,92
pasto medio (g)	77,63	40,44
<i>Microtinae</i> / <i>Muridae</i> (Contoli, 1980)	10,23	2,1
Carnivori / Tot. prede	0,098	/
Ind. di Termoxerofilia	0,9375	/
Insettivori / roditori	1.23	/

Tab.1. Tabella riassuntiva dei dati riscontrati e di alcuni parametri utilizzati.

Specie	Barbagianni				Gufo comune			
	N°	PNI	B	PBI	N°	PNI	B	PBI
<i>Sorex araneus</i>	1	0,62	8,5	0,21				
<i>Crocidura leucodon</i>	4	2,47	42	1,04				
<i>Crocidura suaveolens</i>	11	6,79	38,5	0,96				
Tot. INSECTIVORA	16	9,87	89	2,21	0	0	0	0
<i>Micromys minutus</i>	1	0,62	7	0,17				
<i>Subgen. Sylvaemus</i>	9	5,55	207	5,14	35	21,7	805	19,3
<i>Apodemus agrarius</i>	1	0,62	25	0,62	17	10,6	425	10,2
<i>Mus domesticus</i>	1	0,62	19	0,47				
<i>Rattus norvegicus</i>	1	0,62	92	2,28				
Tot. MURIDAE	13	8,03	350	8,68	52	32,3	1230	29,5
<i>Microtus arvalis</i>	133	82,1	3591	89,1	109	67,7	2943	70,5
Tot. MICROTINAE	133	82,1	3591	89,1	109	67,7	2943	70,5
Tot. RODENTIA	146	90,1	3941	97,8	161	100	4173	100
Tot. prede	162				161			
Tot. Biomassa (g)			4030				4173	

Tab. 2. Confronto tra numero degli individui predati (N°), frequenze percentuali delle prede (PNI), biomasse (B) e frequenze percentuali sul totale della biomassa predata (PBI).

parazione delle diete. La preda media è risultata di circa 26 g ed il pasto medio di 40,44 g. Anche questi dati rientrano nella media di quanto riscontrato in bibliografia. Solo tre categorie alimentari vanno a formare la dieta invernale della comunità dei gufi svernanti nel cimitero di Arba nell'inverno 2000-2001. *Microtus arvalis* risul-

Indice	Barbagianni		Gufo comune	
	Dominanza	Diversità	Dominanza	Diversità
Simpson	0,68251	1,46516	0,51676	1,93512
Shannon	0,753563	2,12455	0,833214	2,3007
Margalef - Ricchezza	1,089941		0,27281	
Pielou - Omogenità	0,103242		0,2283	
Horn		0,948157		

Tab. 3. Tabella riassuntiva degli indici biotici utilizzati.

ta la specie più predata in assoluto, sia numericamente (67,7%) che in termini di biomassa (70,52%). L'apporto degli insettivori risulta nullo avvalorando l'ipotesi di una controselezione nei loro confronti, da parte di questa specie. Gli altri micro-mammiferi predati (32,3%) sono muridi appartenenti al genere *Apodemus*, legati quindi, ecologicamente, a realtà di copertura del suolo di tipo boschivo, arbustivo o di macchia (Tab. 2). Complessivamente questi dati non si discostano da quelli emersi in altri lavori italiani simili. Si evidenzia infatti l'eurifagia, seppur mitigata dalla drastica semplicità ed omogeneità ambientale, del Barbagianni, che preda buona parte delle specie di piccoli mammiferi compatibili con le varie microrealtà ambientali presenti, comprese specie sinantropiche del genere *Mus* e *Rattus*.

Il Gufo comune, pur avendo a disposizione un'area di caccia con maggiore variabilità ambientale e quindi con una possibile maggiore ricchezza in specie, conferma la sua vocazione stenofaga, limitandosi a predare le prede più abbondanti, proporzionalmente alla copertura vegetazionale. Notevole è la totale assenza per entrambi di un apporto dato da specie aviarie che, soprattutto durante l'inverno, sembra invece comunemente sostituire in parte il normale minimo annuale dei microtini. Il valore della Sovrapposizione della nicchia trofica (Horn) (Tab. 3) è molto alto e denota come, in condizioni di sintopia e carenza di prede, i due strigidi possano entrare in competizione alimentare.

Ringraziamenti. Gli autori desiderano ringraziare: Mauro Caldana e Claudio Bearzatto per avere raccolto il materiale oggetto della ricerca, Il Museo delle Scienze di Pordenone per averne permesso l'utilizzo, Armando Nappi e Marco Mastrorilli per gli ottimi consigli.

Summary

Comparative analysis of the diets of Barn Owl *Tyto alba* and Long-eared Owl *Asio otus* wintering in the high Friuli Venezia Giulia plane (North-East Italy)

INQUADRAMENTO DEI FLUSSI MIGRATORI DEI PASSERIFORMI NEL PARCO FLUVIALE REGIONALE DELLO STIRONE

MARIA ELENA FERRARI⁽¹⁾, MASSIMO SALVARANI⁽¹⁾ & SERGIO TRALONGO⁽²⁾

⁽¹⁾ Via Rivalta, 11 – 43037 Lesignano de' Bagni (PR) (mariel.f@libero.it)

⁽²⁾ Consorzio del Parco Fluviale Regionale dello Stirone – Via Loschi, 5
43039 Salsomaggiore Terme (PR) (direzione@parcostirone.it)

Nell'ambito del progetto "Ricerche naturalistiche finalizzate al monitoraggio di specie ed habitat d'interesse conservazionistico" il Parco Fluviale Regionale dello Stirone (Emilia-Romagna) ha avviato un monitoraggio standardizzato della migrazione autunnale dei Passeriformi mediante inanellamento a scopo scientifico. Si prevede di fornire un primo inquadramento generale dei flussi migratori dei Passeriformi che transitano in prossimità della località La Bocca durante la migrazione post-riproduttiva, in particolare individuando le specie migratrici, la fenologia della migrazione, l'uso da parte degli uccelli degli habitat indagati e le rotte migratorie che interessano il Parco in caso di ricatture.

Il Parco Fluviale Regionale dello Stirone, area protetta della Regione Emilia-Romagna, ricade tra le province di Parma e Piacenza, ad un'altitudine compresa tra i 473.7 m slm del M.te S. Stefano a SW e i 75.0 m slm al confine NE presso Fidenza (44°49'N, 09°57'E). L'area di studio è situata in una zona centrale del Parco, in ambiente perifluviale, presso la località La Bocca, ad un'altezza compresa tra i 146,5 e 151,2 m slm. La stazione d'inanellamento rappresenta bene le principali tipologie ambientali dell'area protetta (alveo fluviale, bosco ripariale e cespuglieti).

Sono state utilizzate 132 m di reti verticali di tipo mistnet, suddivisi in n. 5 transetti, variabili in altezza da 2,4 m a 3,6 m in relazione agli habitat; le sessioni sono state effettuate con metodo di cattura passiva. L'attività d'inanellamento è stata standardizzata seguendo Negra et al. (1998). Lo studio ha avuto durata biennale (2006-2007), prevedendo una giornata di cattura per pentade per un totale di n. 32 giornate; nel 2006 si è coperto il periodo compreso tra la 48° e la 63° pentade, mentre nel 2007 tra la 47° e la 62° pentade.

Sono stati catturati 825 uccelli appartenenti a 34 specie; le autocatture sono state 353 per un totale di 16 specie (vedi tab. 1). L'analisi dei dati ha evidenziato il transito nell'area di migratori in prevalenza intrapaleartici (*Sylvia atricapilla*, *Erithacus rubecula*, *Turdus merula*, *Regulus regulus*, *Turdus philomelos*, *Phylloscopus collybita*), ma anche transahariani (*Sylvia borin*, *Luscinia megarhynchos*, *Phylloscopus trochilus*, *Ficedula hypoleuca*). Sono state segnalate due nuove specie migratrici per il Parco: *Hippolais icterina* e *Sylvia curruca*. Per l'individuazione delle specie stanziali e migratrici intrapaleartiche e transahariane si è fatto riferimento a Bagni et al.

	Specie	2006	2007
1	<i>Caprimulgus europaeus</i>	1/0	0/0
2	<i>Alcedo atthis</i>	1/0	0/0
3	<i>Dendrocopos minor</i>	2/0	0/1
4	<i>Dendrocopos major</i>	1/5	0/1
5	<i>Picus viridis</i>	6/6	1/2
6	<i>Regulus regulus</i>	6/4	15/4
7	<i>Regulus ignicapillus</i>	0/0	1/0
8	<i>Troglodytes troglodytes</i>	4/0	6/3
9	<i>Prunella modularis</i>	4/0	3/0
10	<i>Turdus merula</i>	22/4	39/7
11	<i>Turdus philomelos</i>	3/0	15/0
12	<i>Acrocephalus scirpaceus</i>	1/0	0/0
13	<i>Hippolais icterina</i>	0/0	2/0
14	<i>Phylloscopus trochilus</i>	1/0	3/0
15	<i>Phylloscopus collybita</i>	3/2	14/0
16	<i>Phylloscopus sibilatrix</i>	0/0	1/0
17	<i>Sylvia atricapilla</i>	59/10	155/23
18	<i>Sylvia borin</i>	14/2	18/4
19	<i>Sylvia curruca</i>	0/0	2/0
20	<i>Sylvia cantillans</i>	0/0	2/0
21	<i>Muscicapa striata</i>	0/0	2/0
22	<i>Ficedula hypoleuca</i>	3/0	0/0
23	<i>Erithacus rubecula</i>	64/12	103/14
24	<i>Luscinia megarhynchos</i>	5/0	3/0
25	<i>Phoenicurus phoenicurus</i>	1/0	1/0
26	<i>Aegithalos caudatus</i>	23/34	17/33
27	<i>Poecile palustris</i>	3/16	4/13
28	<i>Parus major</i>	40/29	36/31
29	<i>Cyanistes caeruleus</i>	47/51	41/39
30	<i>Sitta europaea</i>	3/0	3/2
31	<i>Certhia brachydactyla</i>	0/0	1/0
32	<i>Garrulus glandarius</i>	11/1	2/0
33	<i>Fringilla coelebs</i>	2/0	4/0
34	<i>Passer montanus</i>	0/0	1/0

Tab. 1. Catture/ricatture 2006-07.

(2003). Come atteso prevalgono i migratori transahariani e intrapaleartici rispetto alle specie stanziali (n. 1 sola specie, *Sitta europaea*). Interessanti le ricatture di *Cyanistes caeruleus* inanellata presso il Parco dello Stirone e rinvenuta presso Scheffau (Austria) dopo un anno e quattro mesi, e di *Turdus philomelos* rinvenuto dopo n. 40 giorni presso Minorca (Spagna).

Il monitoraggio ha evidenziato una linea di migrazione dei Passeriformi attraverso l'area protetta. L'intensità del flusso migratorio non è costante, ma può subire significative variazioni di anno in anno. Tra i Passeriformi il rapporto tra numero di specie migratrici transahariane e intrapaleartiche è relativamente bilanciato, mentre il rapporto tra numero di catture di esemplari transahariani e intrapaleartici è nettamente sbilanciato verso quest'ultimi. Si è evidenziato un flusso migratorio di specie transahariane, sottostimato o non rilevato in precedenza (*Sylvia borin*, *Sylvia curruca*, *Sylvia cantillans*, *Hippolais icterina*). Le autocatture suggeriscono l'uso dell'area da parte di alcune specie di Passeriformi come *stopover*, mentre i due dati di ricattura suggeriscono una rotta di migrazione prevalente NordEst - SudOvest, come atteso.

Ringraziamenti. Si desiderano ringraziare i Collaboratori, il Personale del Parco e i Volontari che hanno partecipato al Progetto. Si ringrazia Davide Malavasi e Francesco Trapani per la revisione del testo.

Summary

Postnuptial migration of *Passeriformes* through the “Natural Park of Stirone River” - Northern Italy

During 2006 and 2007 birdringing sessions were carried out in order to monitoring postnuptial migration of *Passeriformes*. This study aimed to: identify the migratory species and their phenology, the habitat use and the migration direction. Netting sessions were made for 32 days and 834 birds belonging to 34 species were caught (see tab. 1); during this study 353 controls were caught belonging to 16 species. Two new species were also recorded in the study area: *Hippolais icterina* and *Sylvia curruca*. The study area is interested by a migration route of *Passeriformes*: the prevailing species are intrapaleartic, but a transaharian migratory flow was highlighted, not yet observed. The habitats investigated are used for stopover, as controls showed. We assume a prevailing migration route to SW.

BIBLIOGRAFIA

- Bagni L., Sighele M., Passarella M., Premuda G., Tinarelli R., Cocchi L. & Leoni G., 2003. Checklist degli Uccelli dell'Emilia-Romagna dal 1900 al giugno 2003. PICUS, 29 (2): 85-107.
- Negra O., Pedrini P., Spina F., 1998. Manuale metodologico di campo - Progetto Alpi. Istituto Nazionale per la Fauna Selvatica - Centro Nazionale di Inanellamento, Museo Tridentino di Scienze Naturali - Sezione di Zoologia dei Vertebrati.

CENSIMENTO DELLE ZONE UMIDE DELLA BASILICATA

MAURIZIO FRAISSINET⁽¹⁾, ROSARIO BALESTRIERI⁽¹⁾, CAMILLO CAMPOLONGO⁽¹⁾,
DAVIDE DE ROSA⁽¹⁾, ELIO ESSE⁽¹⁾, MARIANGELA FRANCIONE⁽²⁾, EGIDIO FULCO⁽³⁾,
MARCELLO GIANNOTTI⁽¹⁾, DANILA MASTRONARDI⁽¹⁾, SALVATORE PACE⁽¹⁾,
STEFANO PICIOCCHI⁽¹⁾ & MATTEO VISCEGLIA⁽²⁾

⁽¹⁾ *Associazione Studi Ornitologici Italia Meridionale, ASOIM Onlus*
CP 253 – 80046 San Giorgio a Cremano (NA)

⁽²⁾ *De Rerum Natura sas – Viale A. Moro, 71 – 75024 Montescaglioso (MT)*

⁽³⁾ *Studio Naturalistico MILVUS – Via delle Gardenie, 15 – 85042 Lagonegro (PZ)*

Nonostante la Basilicata sia una regione di grande interesse naturalistico per le vaste distese selvagge che ancora ospita sul proprio territorio unite ad una bassa densità di popolazione, sono ancora poche le ricerche ornitologiche volte alla conoscenza delle popolazioni selvatiche di uccelli. Al fine di acquisire dati quantitativi sull'avifauna svernante nelle zone umide della Regione, ed eventualmente compararli anche con quelli di regioni limitrofe quali la Campania e la Puglia, nei giorni 3,4 e 5 gennaio 2009 un gruppo di ornitologi dell'ASOIM, coadiuvato da ornitologi lucani, ha realizzato una spedizione di studio che ha censito l'avifauna di 13 zone umide, che rappresentano in pratica quasi tutte le più importanti zone umide della Regione.

La Regione Basilicata, estesa per 9992,27 chilometri quadrati ed abitata da 594.086 persone, ospita diverse zone umide, la maggior parte delle quali di origine artificiale. Su segnalazione degli ornitologi lucani sono state scelte quelle zone umide che presentano caratteristiche ambientali idonee alla sosta di uccelli acquatici. I rilevatori, dotati di binocoli e cannocchiali 20-60 ingrandimenti, sono stati suddivisi in gruppi in modo da avere sempre quattro squadre in attività contemporanea sul territorio, collegate tra loro con i telefoni cellulari.

Nel corso dei censimenti nelle zone umide e durante gli spostamenti da una zona all'altra sono state censite complessivamente 89 specie, il 31,1% delle specie note per la Regione (Fulco et al., 2008). La tabella 1 ospita il report delle specie acquatiche e dei rapaci con il numero di specie complessivo per ciascuna zona umida e il numero totale di individui osservati nella spedizione di studio. Si evidenziano molte informazioni interessanti. In primo luogo sono da segnalare le osservazioni di Airone guardabuoi e Gufo di palude, il primo considerato svernante irregolare per la Basilicata, il secondo migratore irregolare (Fulco et al., 2008). Per il Gufo di palude si tratterebbe, dunque, della prima osservazione in periodo invernale accertata per la regione. I Cigni reali hanno un'origine aufuga, ma da diversi anni ormai sono naturalizzati tanto da riprodursi regolarmente al Lago di Pignola (Fulco, dati inediti). Si noteranno le assenze di specie come Gallinella d'acqua, Martin pescatore e Morretta. Le prime due è molto probabile che siano sfuggite all'osservazione, ma que-

Specie	Totale	N. siti	Specie	Totale	N. siti
Tuffetto	44	6	Poiana	31	10
Svasso maggiore	208	10	Gheppio	22	8
Cormorano	262	10	Smeriglio	2	1
Airone guardabuoi	1	1	Pellegrino	1	1
Garzetta	13	6	Porciglione	3	1
Airone bianco maggiore	22	6	Folaga	530	5
Airone cenerino	54	11	Gru	73	3
Cigno reale	14	3	Corriere piccolo	2	1
Volpoca	57	3	Fratino	4	1
Fischione	751/851	7	Piviere dorato	c.180	1
Canapiglia	73	4	Pavoncella	293	5
Alzavola	379	9	Piovanello pancianera	3	3
Germano reale	1333/1533	7	Beccaccino	18	2
Codone	30	1	Chiurlo maggiore	46	3
Mestolone	40	3	Pettegola	9	3
Moriglione	136	4	Piro piro piccolo	5	3
Moretta tabaccata	2	1	Gabbiano comune	c.1207	8
Nibbio reale	16	5	Gabbiano reale mediterraneo	60	3
Falco di palude	3	1	Beccapesci	21	2
Albanella reale	1	1	Gufo di palude	1	1
Sparviere	1	1			

Tab. 1. Numero di specie acquatiche e rapaci osservati per ciascuna zona umida con il relativo numero totale di individui.

sto comunque indica il fatto che non siano particolarmente comuni. L'assenza della Moretta, che pure è specie svernante regolare in Basilicata, va invece analizzata insieme al numero piuttosto basso di Moriglioni e Morette tabaccata. Sarebbe infatti che la Basilicata ospiti popolazioni di anatre tuffatrici, a cui andrebbe aggiunta anche la Folaga, numericamente inferiori a quelle della Campania. Alcune specie di superficie, come Canapiglia e Fischione, al contrario, sembrano essere numericamente superiori (Fraissinet e Cavaliere, 2009). È questo un dato interessante che andrebbe seguito in un periodo di più anni per verificare nel tempo se tali differenze dovessero persistere, e in tal caso per conoscerne la causa. Una, ma sicuramente non esaustiva, potrebbe essere quella di una presenza in Basilicata di bacini artificiali realizzati per uso irriguo e non idroelettrico, e come tali meno profondi. Sicuramente non potrebbe essere questa però l'unica motivazione, considerando che la profondità dei bacini irrigui potrebbe soddisfare le esigenze trofiche delle anatre tuffatrici. In ogni caso sia le popolazioni di anatre tuffatrici che quelle di anatre di superficie, ma tutte le specie acquatiche più in generale, soffrono della instabilità del livello idrico. La gestione dei bacini infatti comporta continui, e spesso repentini, svuotamenti o innalzamenti del livello dell'acqua incompatibili con le esigenze trofiche o ripro-

duttive di molte specie dell'avifauna acquatica. Sarebbe auspicabile l'opportunità di prendere accordi con gli Enti di gestione per illustrare le esigenze ecologiche delle specie e verificare scelte gestionali compatibili con la presenza degli uccelli acquatici. Tuttavia considerando la difficoltà oggettiva di poter intervenire direttamente nella gestione del livello idrico, determinato generalmente da fattori meteorologici e da esigenze esclusivamente irrigue non modificabili se non per emergenze o altri fattori, sarebbe necessario che almeno nell'ambito della gestione delle aree sottoposte a regime di tutela (la maggior parte di esse) si potesse, in accordo con i vari Enti competenti, trovare delle valide alternative al problema promuovendo interventi finalizzati al mantenimento, anche su superfici limitate, di livelli idrici più costanti soprattutto nel periodo primaverile ed estivo quando molte specie trovano difficoltà a nidificare per il variare repentino del livello dei laghi artificiali. Anche interventi finalizzati alla creazione di piccoli isolotti o di piattaforme di nidificazione galleggianti potrebbero essere utili per la conservazione del popolamento avifaunistico. Interessanti anche i numeri di specie e di individui per specie relativi ai rapaci diurni, con una discreta presenza soprattutto di Nibbi reali, Poiane e Gheppi, decisamente superiore a quelle osservabili in Campania. Le zone umide lucane di maggiore interesse ornitologico sia per ricchezza che per presenza di specie di rilevante interesse naturalistico, o perché ospitanti popolazioni di una discreta consistenza numerica sono risultate essere i bacini del Lago di San Giuliano e del Lago di Pignola, e le zone costiere con, in particolare, le Foci di Bradano e Basento, e la Foce dell'Agri. I laghi del Pertusillo e di Monte Cotugno nei periodi in cui sono stati visitati hanno ospitato un discreto numero di specie, ma in nessun caso si sono contati numeri interessanti di individui svernanti.

Summary

Monitoring of the Wetlands of Basilicata (South Italy)

In the January 2009 we carried out the ornithological monitoring of the wetlands of Basilicata. We observed 89 species. The 31,1% of the regional species.

BIBLIOGRAFIA

- Fraissinet M. & Cavaliere V., 2009. Gli anatidi selvatici della Campania. Monografia n.8 dell'ASOIM, Regione Campania ed., Napoli
- Fulco E., C. Coppola, G.Palumbo & M. Visceglia, 2008. Check-list degli uccelli della Basilicata, aggiornata al 31 maggio 2008. Rivista italiana di Ornitologia, 78: 13 – 27.

L'AVIFAUNA ACQUATICA SVERNANTE NELLA PROVINCIA DI ANCONA (2002-2009)

PIERFRANCESCO GAMBELLI

*Provincia di Ancona, Area Polizia Provinciale Flora e Fauna – Via Ruggeri, 3 – 60121 Ancona
(p.gambelli@provincia.ancona.it)*

La Provincia di Ancona, oramai da un decennio, effettua il censimento della avifauna acquatica svernante mediante il personale di Polizia Provinciale e di collaboratori volontari.

L'attività svolta nel Periodo 2002-2009, secondo lo schema dell'International Waterfowl Census mediante rilevatori abilitati dall'INFS ha interessato un sistema di 4 diverse zone umide, costituite dal tratto di costa compreso a nord dalla foce del torrente Cesano ed a Sud dal porto di Ancona. Un lungo tratto del corso del Fiume Esino di circa 20 chilometri comprendente anche le vasche dello zuccherificio di Jesi e l'intera area della Riserva Naturale Ripa Bianca.

Nel periodo in esame sono state censite complessivamente 35 specie diverse, con i primi casi di svernamento per la Provincia di Gru (13 esemplari di nell'anno 2002), Airone guardabuoi (primo caso nel 2004) e Volpoca (9 esemplari all'interno dell'area portuale di Ancona 2008). La Moretta tabaccata e Marangone minore e la sono stati osservati come svernanti per la prima volta rispettivamente nel 2006 e nel 2009. Il Cormorano ha segnalato un costante incremento ed è passato dai 65 individui del 2003 ai 160 del 2009, nel medesimo roost sito all'interno della Riserva Naturale Ripa Bianca di Jesi (Fig.1 e Tab.1).

Il Fratino, nell'area costiera di Senigallia, presenta una solida popolazione apparen-

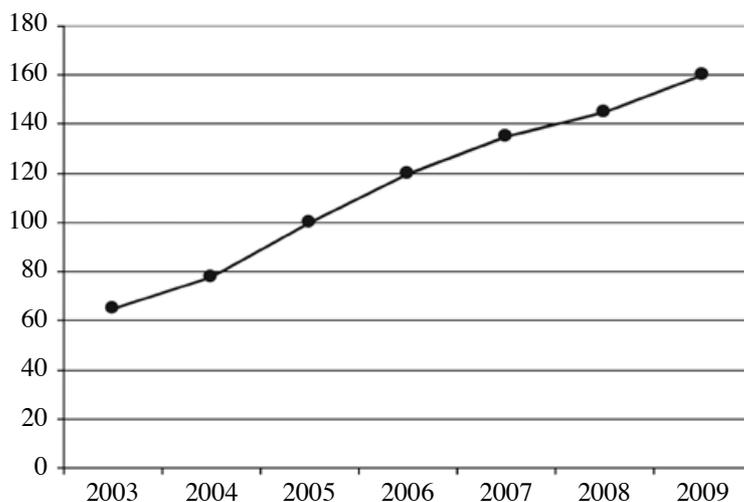


Fig. 1. Dinamica della popolazione di Cormorano (*Phalarocorax phalacrocorax*) nel periodo di studio.

Specie	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009
Tuffetto		18	16	20	70	50	40	32
Svasso maggiore		3	2	1	4	1		
Strolaga minore							1	
Svasso piccolo					3			
Cormorano	97	65	78	100	120	135	145	160
Marangone minore								2
Airone cenerino	18	39	23	25	56	43	35	33
Tarbuso	2	2	2					
Airone guardabuoi			5	4	15	45	30	50
Garzetta	3	2	1	1	1	3	7	8
Airone bianco Magg.	1		1				1	2
Oca granaiola	2							
Cigno reale	6							9
Volpoca		8			2			
Fischione		1						
Alzavola	93	12	32	30	60	65	95	56
Germano reale	7	6	20	25	16	15	25	12
Mestolone				2	1			
Moriglione				1	2	1	1	
Moretta tabaccata					3			1
Folaga	70	5	92	210	378	650	450	310
Pettegola							1	
Pavoncella			3		130	10	80	12
Beccaccino			1	10	22	15	10	2
Beccaccia				2			2	1
Piro piro piccolo				1			1	
Albanella reale	2	2	1				2	
Gru								11 (zona Monteschiavo)

Tab. 1. Tabella riassuntiva delle osservazioni nel periodo di studio zona cod. AN 201 "Fiume Esino dalla Foce al Ponte Pianello".

temente sedentaria che sembra utilizzare gli stessi siti di svernamento anche per la riproduzione. Una citazione a parte merita l’Airone cenerino che, in controtendenza rispetto alla popolazione nidificante che ha registrato un costante incremento, dal 2005 sembra in decremento come svernante.

Dai dati raccolti emerge un generalizzato incremento dell’avifauna acquatica svernante, sia come numero di specie, sia come contingenti di ciascuna di esse, tale fatto può essere attribuito all’aumento delle aree protette ed ad una sempre più capillare attività di monitoraggio.

Ringraziamenti. Tutti i collaboratori in particolare Alessandro Zazzini, Marina Pac-

cioni, Gianfranco Buschi, Fabrizio Piangerelli, Alfredo Sampaolesi, Paolo Giacchini. Elena Bresca, Pietro Politi, M. Felicita Ciavaglia, Romina Angeli, Niki Morganti.

Summary

The Wintering Waterfowl in the Ancona Province. Period 2002-2009

Censuses of Wintering Waterfowl have been carried out by the Provincial Police Officers of Ancona Province together with volunteers for ten years now. In the period 2002-2009, the activity was planned in accordance with the International Waterfowl Census, carried out by INFS certified detectors and a total of 35 different species were censused.

For the first time in our Province, the following species were recorded as wintering: Common Cranes (13 units in 2002) Cattle Egrets (in 2004) and Common Shelducks (9 units inside the harbour area of Ancona in 2008).

In 2009, for the first time, Pygmy Cormorants and Ferruginous Ducks were recorded as wintering. The presence of Cormorants in the roost site located inside the Ripa Bianca preserved area in Jesi has constantly increased from 65 units in 2003 to 160 in 2009. A stable population of Western Snowy Plover live in the coastal area of Senigallia. They are apparently sedentary and seem to use the wintering sites as reproduction sites as well. Grey Herons must be mentioned separately. While the breeding population has recorded a constant increase, the trend of wintering species has decreased since 2005.

The collected data record a generalized growth in the wintering waterfowl population, both in number of species and in units of each species, thanks to the growing number of preserved areas and a more and more detailed monitoring.

BIBLIOGRAFIA

- Brichetti P. & Fracasso G., 2003. Ornitologia italiana. Vol.1 - Gavidae-Falconidae. Alberto Perdisa Editore, Bologna.
- Baccetti N. Dall'Antonia P., Magagnoli P., Melega L. Serra L., Soldatini C., Zenatello M. 2002 "Risultati dei censimenti degli uccelli acquatici svernanti in Italia: distribuzione e trend delle popolazioni nel 1991-2000 *Biol. Cons. Fauna*, 111: 1-240
- Brichetti P. Massa B 1998 Check list degli uccelli italiani. *Riv. ital. Orn*, 68: 129-152
- Mullarney K., Svensson L., Zettestrom D., Grant P.J. 1999 "The Collins bird guide" Harper Collins - London

ALIMENTAZIONE DELL'ALLOCCO *Strix aluco* NELL'OASI WWF "CRATERE DEGLI ASTRONI" (NA)

MARCELLO GIANNOTTI, ROSARIO BALESTRIERI & DAVIDE DE ROSA

Riserva Naturale dello Stato – Oasi WWF "Cratere degli Astroni", Napoli

In Campania le notizie relative allo status dell'Allocco *Strix aluco* sono frammentarie e incomplete o in molti casi addirittura assenti, mancano ricerche dedicate a tale specie e non esiste alcun dato sulla biologia riproduttiva, sull'ecologia e sulla dieta di questo elusivo rapace. Inoltre da una recente ricerca sulla distribuzione degli Strigiformi, realizzata nell'area dei Campi Flegrei (Giannotti M. Atlante della biodiversità - 2008), l'Allocco risulta, tra i rapaci notturni nidificanti, la specie più rara e maggiormente sensibile alle trasformazioni del territorio e all'impatto antropico. Questo lavoro rappresenta il primo studio in Campania sulla dieta dell'allocco e si propone di contribuire a fornire informazioni sulle esigenze ecologiche e sul regime alimentare di tale specie nella Riserva Naturale dello Stato - Oasi WWF "Cratere degli Astroni".

La Riserva Naturale dello Stato - Oasi WWF "Cratere degli Astroni" è un cratere vulcanico esteso per circa 250 ettari, localizzato nell'area centro-orientale dei Campi Flegrei, a ridosso della città di Napoli; si inserisce in un contesto fortemente urbanizzato, che tuttavia non ha influenzato la conservazione del sito, ciò grazie ai vincoli posti a tutela dell'area. Il sito, caratterizzato da una notevole diversità della comunità biotica, è infatti Riserva Naturale dello Stato, ricadente nell'area SIC "Cratere di Astroni" e individuata come Zona di Protezione Speciale. L'area risulta divisa in tre ambienti principali: la foresta di sclerofille sempreverdi (con dominanza di leccio *Quercus ilex*), il bosco misto deciduo al cui interno si distinguono zone a vegetazione originaria a prevalenza di farnia *Quercus robur* e roverella *Quercus pubescens*, zone di impianto antropico di specie arboree, nonché aree a colonizzazione di specie invasive quali la robinia *Robinia pseudoacacia* e l'ailanto *Ailanthus altissima*, ed infine i corpi lacustri, che consistono in tre piccoli laghi ubicati sul fondo del cratere, il più esteso dei quali misura circa 2 ha; gli altri due sono pressoché degli stagni con evidenti segni di seppellimento e sono immersi in una fitta vegetazione a bosco misto di caducifoglie. Inoltre nella parte relativa al bordo del cratere sono presenti lembi di macchia mediterranea. La condizione di limitata estensione del bosco e del forte isolamento dal contesto esterno in quanto estremamente antropizzato ha stimolato la curiosità di verificare il sistema di alimentazione dell'allocco all'interno del sito. Lo studio della dieta è stato realizzato attraverso la raccolta e l'analisi delle bore depositate da una delle quattro coppie nidificanti all'interno della Riserva (Giannotti et al., 2009). Il nido monitorato è ubicato all'interno di un rudere di una antica casa borbonica di notevoli dimensioni posto sul fondo del cratere e all'interno del

Prede	Num.
Mammalia	
Topo selvatico <i>Apodemus sylvaticus</i>	76
Ratto <i>Rattus</i> sp.	34
Arvicola terrestre <i>Arvicola terrestris</i>	19
Moscardino <i>Muscardinus avellanarius</i>	9
Topo quercino <i>Eliomys quercinus</i>	6
Ghiro <i>Glis glis</i>	2
Riccio <i>Erinaceus europaeus</i>	1
Aves	
Ghiandaia <i>Garrulus glandarius</i>	1
Passeriforme sp.	11
Insecta	
Mantide religiosa <i>Mantis religiosa</i>	1
Coleoptera	20
(principalmente <i>Lucanus cervus</i> e <i>Oryctes nasicornis</i>)	

Tab. 1. Tipologia e numero delle specie predate.

bosco deciduo. La coppia è stata osservata negli anni precedenti la ricerca e in quelli successivi ed ha dimostrato, finché monitorata, fedeltà al sito cambiando talvolta l'ubicazione del nido ma ponendolo sempre all'interno della struttura. Da evidenziare l'associazione all'interno dello stesso rudere con Civetta *Athene noctua* e Barbagianni *Tyto alba*. La raccolta è stata effettuata dal 2005 al 2007 con periodicità almeno mensile. Per la determinazione dei resti scheletrici e per il calcolo della biomassa si è fatto riferimento al manuale di Nappi (2001) mentre per il conteggio delle prede si è usato il metodo del numero minimo di individui (Olsson 1979, Mellado 1978, Donazar 1989), l'attribuzione tassonomica degli uccelli non è stata approfondita per tutti i reperti a livello specifico a causa della notevole frammentazione dei resti, ma solo a livello di ordine, per questi nel calcolo della biomassa si sono considerati i pesi medi delle specie appartenenti alla stessa categoria.

Sono state realizzate complessivamente 46 uscite che hanno consentito di raccogliere e determinare 160 prede appartenenti a 12 specie. Il ritrovamento di borre ha interessato il periodo primaverile-estivo in quanto, nonostante le uscite siano state effettuate durante l'intero anno, si è constatata una drastica diminuzione delle tracce di presenza della specie durante le altre stagioni, impedendo quindi la realizzazione di un'analisi stagionale dell'alimentazione. La classe più rappresentata è quella dei mammiferi con l'81,6% delle prede totali e con il 90,68% in biomassa, gli uccelli sono rappresentati per il 6,6% in numero e il 4,1% in biomassa; resti di insetti sono stati ritrovati nel 29% delle borre raccolte, si tratta in particolare di specie appartenenti alle famiglie *Lucanidae* e *Scarabaeidae* e in biomassa rappresentano il 5,19%. I mammiferi maggiormente inclusi nella dieta sono il Topo selvatico *Apodemus syl-*

vaticus (42,2%) e i ratti *Rattus* sp (18,8%), meno tipiche risultano invece le predazioni nei confronti di Arvicola terrestre *Arvicola terrestris* (10,5%) e delle specie della famiglia *Gliridae* (9,4%). Riscontrata un'unica predazione di Riccio *Erinaceus europaeus* relativa ad un individuo molto giovane; la Ghiandaia *Garrulus glandarius* rappresenta invece la preda di maggiori dimensioni tra quelle esaminate. Non risultano invece predazioni di *Soricidae* nonostante sia un gruppo diffuso nel sito, ciò può essere probabilmente indicativo del fatto che l'attività di caccia degli allocchi si svolga prevalentemente all'interno del rudere e nelle sue immediate vicinanze. Da considerare inoltre che la distanza dalle zone umide della Riserva, dove storicamente risultano più frequenti le osservazioni di toporagni, è di circa 700 metri e la presenza nell'area di altre coppie di allocco potrebbe confinare l'hunting territory al di sotto di questo limite.

Ringraziamenti. Fabrizio Canonico, Ilaria Cammarata.

Summary

Feeding ecology of Tawny Owl *Strix aluco* in the Oasis WWF “Cratere degli Astroni”, Napoli

These are the results of an analysis about feeding ecology of Tawny owl *Strix aluco* in a protected area close to Naples. The study has been realized through the examination of skeletal parts found in the pellets of a breeding couple monitored observed for three years. The percentage of mammals in the diet is 81,6%, the birds are 6,6%, the insect 11,6%, the *Gliridae* 9,4%. We didn't find *Soricidae* like prey.

BIBLIOGRAFIA

- Mauro B., Enrico R., Alessia S., 2001. Variazione stagionale della dieta della civetta *Athene noctua* in una località agricola della gronda lagunare veneziana. Boll. Mus. civ. St. nat. Venezia, 52 (2001)
- Nappi A., 2001. I micro mammiferi d'Italia. Ed. Simone
- WWF Ricerche e Progetti S.r.l., 2008. “Studio e Monitoraggio dei sistemi naturali del Cratere di Astroni”. P.O.R. Campania 2000-2006 Misura 1.9 - Progetti monosettoriali.

PRESENZA E NIDIFICAZIONE DEL PELLEGRINO *Falco peregrinus* NEI DINTORNI DI PISA

ROBERTO GUGLIELMI⁽¹⁾ & ALESSIO QUAGLIERINI⁽²⁾

⁽¹⁾ Via Italo Simon, 21 – 56124 Pisa

⁽²⁾ Via S. Alessandro, 57 – 56019 Vecchiano (PI)

Nel quadro delle scarse conoscenze disponibili a tutt'oggi, sullo *status* del Pellegrino *Falco peregrinus* nella Toscana settentrionale, messe in rilievo negli anni recenti da indagini mirate (Ricci et al., 2007), si è ritenuto opportuno procedere ad una indagine sistematica per rilevare l'eventuale presenza della specie in un'area comprendente parte della piana pisana, in cui non mancano habitat di nidificazione potenzialmente idonei, rappresentati da cave di calcare dismesse, poste alle falde del Monte Pisano (917 m). Lo studio si è proposto anche lo scopo di indagare la frequentazione da parte della specie - per scopi trofici - sia della città di Pisa che di un settore della piana pisana stessa, al di fuori del periodo riproduttivo.

La ricerca è stata portata avanti dal mese di ottobre 2007, fino a giugno 2009, e si è snodata attraverso tre moduli:

- in primo luogo (a), da ottobre 2007 a gennaio 2008, a cadenza irregolare, sono stati compiuti, dalla torre pendente, monitoraggi pomeridiani della durata di due ore a seduta, per verificare l'eventuale presenza di falconi in caccia sulla Piazza dei Miracoli;
- in secondo luogo (b), da novembre 2007 a febbraio 2009, una volta per decade, è stata compiuta una ricerca attiva della specie in un settore della piana pisana, da Vecchiano a Cascina, della estensione approssimativa di 80 km²;
- in terzo luogo (c), da febbraio a giugno, nel 2008 e nel 2009, sono stati effettuati rilevamenti periodici a cadenza regolare nelle principali cave dismesse di calcare poste lungo il versante meridionale del Monte Pisano, per definire il grado di occupazione delle cave stesse da parte della specie.

Le cave - che per motivi protezionistici non vengono citate - sono distribuite lungo un asse, in direzione Nord/Ovest-Sud/Est, della lunghezza di circa 20 km.

Le osservazioni sono state compiute con binocolo 10x e cannocchiale 20-60x.

Nei casi di nidificazione accertata e in atto, sono stati raccolti dati sul successo riproduttivo e sul successo di involo della coppia. Qui di seguito vengono riportati i risultati dell'indagine.

Innanzitutto, il Pellegrino è stato rinvenuto nidificante in tre cave. Nella Tab. 1 si dà il prospetto riassuntivo del grado di occupazione delle quattro cave da parte del Pellegrino nell'area di studio. La colonizzazione della cava "D", da parte di una coppia riproduttiva, è avvenuta per la prima volta nel secondo anno di indagine, nel 2009, con l'involto tardivo di un solo piccolo.

Cava	Individui presenti		Nidificazione		Giovani involati		Date di involo		Cambio sito	Altezza parete (m)		Altezza nido (m)	
	2008	2009	2008	2009	2008	2009	2008	2009		2008	2009	2008	2009
A	cr	cr	+	+	3	3	6-8/V	6-10/V	sì	60	50	30	30
B	1 ind. imm.	cr	-	+	-	1	-	10-14/VI	-	60	60	-	30
C	1 ind. F ad.	-	-	-	-	-	-	-	-	50	50	-	-
D	cr	cr	+	+	3	4	12-18/V	10-17/V	no	40	40	10	10

Tab. 1. Prospetto sintetico riassuntivo del grado di occupazione delle quattro cave da parte del Pellegrino Falco peregrinus nei dintorni di Pisa con esito delle nidificazioni avvenute e altri parametri fisici delle pareti di nidificazione. cr = coppia riproduttiva; + = avvenuta con successo.

Per quanto riguarda le presenze del Pellegrino al di fuori del periodo riproduttivo, lontano dalle cave, il 10.10.2007 è stato contattato un maschio adulto a Pisa, su di un cornicione del Battistero, in Piazza dei Miracoli, intento a divorare la carcassa parzialmente consumata di un Piccione *Columba livia* forma *domestica*. Il 20.10.2007, sempre a Pisa, un adulto è stato visto sorvolare i tetti delle case in via Lungarno, nei pressi del Ponte di Mezzo, in presenza di uno stormo di 400-500 Piccioni intenti ad abbeverarsi sulla riva del fiume. In periferia è stato osservato un individuo il 29.10.2008 mentre attaccava un branco di Storni, e due individui il 26.12.2008 in volteggio sopra l'aeroporto S. Giusto. Nella piana pisana, la specie è stata contattata in sole tre occasioni, sempre nel gennaio 2008. Presenze regolari, invece, nella Bonifica di Vecchiano e nei dintorni di Migliarino, con dodici osservazioni comprese tra il 06.01.2008 e il 05.01.2009. Presenze regolari si sono rilevate anche lungo la costa, in particolare a Bocca di Serchio, con otto osservazioni comprese tra il 11.10.2007 e il 02.11.2008.

Nei dintorni di Pisa, la presenza del Pellegrino è quindi risultata regolare, con la nidificazione accertata di tre coppie in altrettante cave di calcare dismesse, mentre, per il futuro, visto il *trend* positivo fatto registrare dalla specie negli ultimi 20 anni in tutta Italia (Allavena e Brunelli, 2003), sembra possibile l'insediamento di almeno un'altra coppia riproduttiva nella quarta cava monitorata, la cava "C", che, durante la ricerca, è risultata visitata episodicamente da una femmina adulta.

Le cave in cui sono avvenute le nidificazioni giacciono lungo strade di discreto traffico, anche se sono schermate da edifici oppure da altre barriere architettoniche (cancelli e recinti) o naturali (filari di alberi). Il cambiamento del sito di nidificazione, dal 2008 al 2009, per la coppia della cava "A" si spiegherebbe con il fatto che, in questa cava, periodicamente vengono svolti lavori di manutenzione di condutture a vista, con l'impiego di mezzi meccanici pesanti, che possono arrecare un certo disturbo alla *privacy* dei falconi; nella cava "D", invece, dove non sono mai stati effettuati lavori di nessun tipo, la coppia non ha cambiato sito, e ha nidificato ad un'altezza di appena 10 metri.

Un altro caso di nidificazione del Pellegrino in cave, in Italia, è noto per la città di

Napoli, dove però la cava scelta dal falcone si trova in un contesto di assenza pressoché totale di disturbo antropico diretto e molto distante da strade (Guglielmi et al., 2006).

Il Pellegrino frequenta la città di Pisa per scopi trofici in maniera irregolare, e soprattutto in periferia. Regolarmente frequentate sono invece la Bonifica di Vecchiano, i dintorni di Migliarino e la costa a Bocca di Serchio.

Ringraziamenti. Si ringrazia l'Opera della Primaziale Pisana per aver accordato il permesso di effettuare i rilevamenti dal terrazzo della Torre pendente.

Summary

Presence and breeding of the Peregrine Falcon *Falco peregrinus* in the surrounding of Pisa

From the 2007 to 2009, the Authors carried out a research in the surrounding of Pisa to search for presence and breeding of the Peregrine Falcon. In this area there are several disused quarries, at the mountainside of the Monte Pisano (917 m), that are potential suitable sites for the breeding of the Peregrine. Actually the Authors found three pairs of the Peregrine Falcon nesting in so much quarries. One of these pairs settled in own quarry just in the 2009. Probably, in the next future, another pair of the species will settle in the fourth quarry, continuing this occupying trend. Finally, the Peregrine Falcon was irregularly present, outside of the reproductive season, in the Pisa town, to hunt Pigeons, and regularly present along the coast, and in the Arno valley, in the surrounding of Pisa.

BIBLIOGRAFIA

- Allavena S. e Brunelli M., 2003. Revisione delle conoscenze sulla distribuzione e la consistenza del Pellegrino *Falco peregrinus* in Italia. *Avocetta* (n.s.) 27: 20-23.
- Guglielmi R., Balestrieri R., Giannotti M., 2006. Primi dati su consistenza, densità e distribuzione della popolazione di Pellegrino *Falco peregrinus brookei* nidificante a Napoli. *Picus*, 32 (61): 31-35.
- Ricci U., Adami M., Andreotti S., Armentano L., Cenni M., Lazzeri M., Magrini M., Nardelli R., Sesti L., 2007. L'Aquila reale *Aquila chrysaetos*, il Lanario *Falco biarmicus* e il Pellegrino *Falco peregrinus* nella Toscana settentrionale. In: Magrini M., Perna P., Scotti M. (eds), 2007. Aquila reale, Lanario e Pellegrino nell'Italia peninsulare - Stato delle conoscenze e problemi di conservazione. Atti del Convegno, Serra San Quirico (Ancona), 26-28 Marzo 2004. Parco Regionale Gola della Rossa e di Frasassi, pp. 160.

LA STAZIONE DI INANELLAMENTO NEL PARCO FLUVIALE DEL TEVERE

DANIELE IAVICOLI⁽¹⁾, CARMINE ROMANO⁽¹⁾ & MARCO GUSTIN⁽²⁾

⁽¹⁾ *Centro Studi Ornitologici “Antonio Valli da Todi” – Frazione Quadro, 18 – 06059 Perugia
(daniele.iavicoli@poste.it)*

⁽²⁾ *Dipartimento Conservazione LIPU, via Trento 49a, 43100 – Parma*

La stazione di inanellamento a Titignano (Orvieto, Terni), nel Parco Fluviale del Tevere, è situata su un altopiano a 528 m s.l.m., nella ZPS denominata “Valle del Tevere: Laghi di Corbara-Alviano”, individuata dalla Rete Natura 2000 con il codice IT 5220024.

L’area di studio è caratterizzata da un arbusteto composto in prevalenza da Ginepro (*Juniperus communis*) e Ginestra odorosa (*Spartium junceum*), situato al margine del bosco termofilo di Roverella (*Quercus pubescens*) caratteristico dei rilievi collinari con substrati marnosi e marnoso-calcarei (*Ostrya-Carpinon orientalis*) (Orsomanno & Tardella, 2003).

Dal 2006 al 2008 sono state effettuate 63 giornate di cattura nelle sei ore consecutive all’alba, per un totale di 378 ore di cattura.

Per la cattura sono state utilizzate reti tipo *mist-net*, disposte su 5 transetti, per un totale di 144 m lineari nel 2006, e di 177 m nel 2007 e 2008.

Per ogni individuo sono stati raccolti i seguenti dati biometrici: misura della corda massima, terza remigante, grasso (Kaiser, 1993), muscolo, peso.

Nel periodo riproduttivo sono stati rilevati lo stato della placca incubatrice e della cloaca. Ove possibile, in base alle caratteristiche del piumaggio, ogni individuo è stato sessato ed attribuito ad una classe di età (Svensson, 1992; Jenni & Winkler, 1994). Gli individui sono stati pesati utilizzando una bilancia elettronica Laica con divisione 0,1 g.

Per il campione di dati raccolti sono stati calcolati gli indici di diversità ($H=2,64$; Shannon & Weaver, 1963), di dominanza ($D=0,1$; Simpson, 1949) e di equiripartizione ($E=0,74$; Pielou, 1966). Sono stati catturati 1240 individui, di cui 961 si riferiscono a individui inanellati per la prima volta e 279 ad autoricatture, appartenenti a 36 specie di cui 33 Passeriformi e 3 non-Passeriformi (Tab.1).

Le specie dominanti ($fi > 5\%$) sono risultate 5: Pettiroso (*Erithacus rubecula*), Capinera (*Sylvia atricapilla*), Sterpazzolina (*Sylvia cantillans*), Codibugnolo (*Aegithalos caudatus*), Merlo (*Turdus merula*), quelle sub-dominanti ($5\% < fi > 2\%$) sono risultate 7: Occhiocotto (*Sylvia melanocephala*), Zigolo nero (*Emberiza cirulus*), Cinciallegra (*Parus major*), Usignolo (*Luscinia megarhynchos*), Fanello (*Carduelis cannabina*), Cinciarella (*Cyanistes caeruleus*), Lù piccolo (*Phylloscopus collybita*) (Tab. 1). Le specie di cui si è accertata la nidificazione sono 20 (55,5% delle specie

Specie	Cattura	Ricattura	Totale	fi %
Pettiroso	176	45	221	18,31%
Capinera	144	29	173	14,98%
Sterpazzolina	136	43	179	14,15%
Codibugnolo	91	39	130	9,47%
Merlo	84	24	108	8,74%
Occhiocotto	47	29	76	4,89%
Zigolo nero	45	19	64	4,68%
Cinciallegra	29	3	32	3,02%
Usignolo	29	21	50	3,02%
Fanello	27	1	28	2,81%
Cinciarella	23	3	26	2,39%
Luì piccolo	23	2	25	2,39%
Fiorrancino	19	4	23	1,98%
Scricciolo	11	2	13	1,14%
Verdone	10	0	10	1,04%
Verzellino	10	1	11	1,04%
Tordo bottaccio	8	0	8	0,83%
Passera scopaiola	7	9	16	0,73%
Regolo	6	4	10	0,62%
Rampichino	5	1	6	0,52%
Cardellino	4	0	4	0,42%
Tortora	4	0	4	0,42%
Tottavilla	4	0	4	0,42%
Beccafico	3	0	3	0,31%
Fringuello	3	0	3	0,31%
Saltimpalo	2	0	2	0,21%
Sparviere	2	0	2	0,21%
Averla piccola	1	0	1	0,10%
Cincia mora	1	0	1	0,10%
Codiroso	1	0	1	0,10%
Frosone	1	0	1	0,10%
Germano reale	1	0	1	0,10%
Passero solitario	1	0	1	0,10%
Picchio muratore	1	0	1	0,10%
Sterpazzola	1	0	1	0,10%
Upupa	1	0	1	0,10%
Totale	961	279	1240	

Tab. 1. Eventi di cattura e frequenza delle specie catturate nella stazione di inanellamento di Titignano dal 2006 al 2008.

campionate). Il 90% di queste appartiene a specie stanziali o migratrici parziali ed il 10% a migratrici totali.

La stazione di inanellamento è stata inserita nei progetti di educazione ambientale, “In treno nei Parchi”, e “Un Parco in Famiglia”, entrambi promossi dalla Regione Umbria. Durante la migrazione primaverile 2008, con il contributo dell’Ente Parco Fluviale del Tevere è stata organizzata la manifestazione “Bentornata Sterpina! La migrazione primaverile vista da vicino”, coniugando in tal modo l’attività di ricerca alla divulgazione ed alla promozione turistica del territorio.

Summary

The ringing station in Tevere Park River

The ringing station is located in Titignano (Orvieto, Terni) on plateau to 528 m asl, in the SPAs IT 5220024. From 2006 to 2008 has been carry out 63 days of capture, for a total of 378 hours. We have used mist-nets, five transects for a total of 144 m in 2006 and 177 m in 2007 and 2008, and caught 1240 birds, belonging to 36 species which 33 Passerines and 3 non-Passerines.

BIBLIOGRAFIA

- Jenni L. & Winkler R., 1994. Moulting and Ageing of European Passerines. Academic Press.
- Kaiser A., 1993. A new multy-category classification of sub-cutaneous fat deposits of songbirds. *Journal of field ornithology*, 64:246-255
- Orsomanno E., & Tardella F.M., 2003. Parco fluviale del Tevere. Carta della Vegetazione.
- Pielou E.C., 1966. The measurement of diversity in different types of biological collection. *Journal of theoretical Biology* 13:131-144.
- Shannon C.E., Weaver W., 1963. *Mathematical theory of communication*. University of Illinois Press, Urbana, Illinois, 166 pp.
- Svensson L., 1992. *Identification guide to European Passerines*, Sweden.

MONITORAGGIO SANITARIO PER LA DEFINIZIONE DI SISTEMI DI PREVENZIONE VERSO ALCUNE ZONOSI E PARASSITOSI DELL'AVIFAUNA SELVATICA

MARIO KALBY⁽¹⁾, SABATINO ROSARIO TROISI⁽¹⁾, FRANCESCA DI PRISCO⁽²⁾,
YASMINE ACCARDO⁽¹⁾, NICOLA D'ALESSIO⁽²⁾, CLAUDIO ENRICO RUSCH⁽¹⁾,
GIUSEPPE IOVANE⁽²⁾ & GIORGIO GALIERO⁽²⁾

*Associazione Studi Naturalistici, onlus – Viale dei Tigli, 22 – 84100 Salerno
(studi.naturalistici@tiscali.it)*

*Istituto Zooprofilattico Sperimentale del Mezzogiorno, Sezione di Avellino – Via San Giovanni, 234
83024 Monteforte Irpino, AV
(giorgio.galiero@cert.izsmpartici.it) (francesca.diprisco@cert.izsmpartici.it)*

L'attività di recupero e riabilitazione della fauna selvatica in Campania si è sviluppata con il coordinamento del Dipartimento di Zoologia dell'Università degli Studi di Napoli Federico II e la partecipazione di diversi Enti e Associazioni.

Dal 1988 questa attività si è concretizzata in particolare a Montella grazie alla collaborazione tra il gruppo del prof. Mario Milone del Dipartimento di Zoologia e la Comunità Montana Terminio Cervialto di Montella, con la realizzazione nel tempo di tre Centri, la Stazione di Monitoraggio Ambientale dei Monti Picentini a Montella nel 1988, il Centro Faunistico di San Mango sul Calore nel 2003 e l'Osservatorio della Biodiversità dei Monti Picentini in Nusco nel 2007; tutti e tre i Centri, dal 2003, sono gestiti dall'Associazione Studi Naturalistici - onlus.

Gli animali recuperati provengono, per la maggior parte, dalle Province di Avellino e Salerno, e sono affidati agli operatori dei tre Centri da Corpo Forestale dello Stato (Comandi Stazione, Nuclei operativi C.I.T.E.S. di Salerno e di Napoli), Comandi Stazione Arma dei Carabinieri, Parco Nazionale del Cilento e Vallo di Diano, Parco Regionale dei Monti Picentini, L.I.P.U. di Avellino e Salerno, Lega Antivivisezione di Avellino, Oasi W.W.F. di Conza della Campania, Comandi Vigili urbani dei Comuni delle Province di Avellino e Salerno.

L'A.S.N. - onlus per l'attività di recupero e riabilitazione riceve un regolare contributo economico dalla C.M. Terminio Cervialto, saltuariamente dalla Provincia di Avellino, Assessorato Caccia e Pesca, mentre dal P.N. del Cilento e Vallo di Diano e dal P.R. dei Monti Picentini riceve contributi per gli animali recuperati nei loro territori.

L'attuazione di un piano di monitoraggio sanitario a partire dai CRAS e/o CRASE deve intendersi come un primo e significativo lavoro per la quantità di materiale a disposizione (soggetti vivi in fase di recupero e soggetti morti conservati in congelatori), essendo noto il ruolo dell'avifauna selvatica come serbatoio e veicolo di malattie infettive, batteriche e parassitarie (ectoparassiti, endoparassiti ed emoparassiti), anche se sono ancora insufficienti i dati raccolti.

I dati presentati riguardano un primo gruppo di 82 animali prelevati dai congelatori dando la precedenza a Accipitriformi, Falconiformi, Strigiformi, Laridi e Corvidi; la ricerca è finanziata e coordinata dall'Istituto Zooprofilattico del Mezzogiorno di Portici con la partecipazione della sua Sezione di Avellino e la collaborazione dell'A.S.N. - onlus.

Gli obiettivi della ricerca sono: standardizzazione di metodiche di campionamento; raccolta di campioni analizzabili tramite PCR; isolamento, tipizzazione/identificazione di *Escherichia coli*, *Salmonella* spp., *Yersinia* spp., *Campylobacter* spp., Influenza Aviare, Newcastle disease, West Nile disease, *Chlamydochlamydia* spp., *Trichinella* spp. ed emoparassiti (*Plasmodium* spp., *Leucocytozoon* spp., *Haemoproteus* spp., *Filaria* spp.); valutazione del grado di infestazione/infezione e lesioni anatomicopatologiche, della prevalenza e successiva correlazione alle probabili cause di ricovero o morte; ampliamento delle conoscenze del ciclo di infestazione/infezione e trasmissione ad altri animali e all'uomo, attraverso catture di uccelli serbatoio (passeriformi) e vettori.

In una prima fase della ricerca l'animale viene prelevato dal congelatore, scongelato lentamente, fotografato dorsalmente e ventralmente oltre a vari particolari (testa, ali, coda, e ferite) e radiografato, si operano rilievi biometrici (ala, tarso, peso) e successivamente si passa all'esame autoptico per valutare presenze di lesioni macroscopiche e cause della morte, ricercare ectoparassiti, ricercare endoparassiti attraverso l'esame dell'apparato gastro-intestinale, prelevare tessuti per le indagini biomolecolari.

Nella seconda fase si effettuano analisi biomolecolari per la ricerca dei patogeni batterici e virali indicati e si analizza il contenuto gastro-intestinale alla ricerca di forme adulte di parassiti, si determinano gli ectoparassiti.

Il gruppo di uccelli fin qui analizzati riguarda 82 esemplari appartenenti a 21 specie (Airone cenerino, Alzavola, Falco pecchiaiolo, Sparviere, Poiana, Gheppio, Fagiano, Gabbiano reale, Cuculo, Barbagianni, Assiolo, Civetta, Alocco, Gufo comune, Picchio rosso maggiore, Ghiandaia, Gazza, Taccola, Cornacchia, Cardellino, Crociere), ricoverati presso i Centri in un arco di tempo di 10 anni (dal 2000 al 2009).

Dalle 82 radiografie risulta che 61 uccelli sono stati colpiti da arma da fuoco; le date di ricovero degli esemplari sparati riguardano tutti i mesi dell'anno; gli uccelli sparati provengono uniformemente sia da aree protette (P.N. del Cilento e Vallo di Diano, P.R. dei Monti Picentini, Oasi W.W.F. di Conza della Campania, Z.P.S. delle Province di Salerno e Avellino) che da aree non protette.

I risultati delle analisi biomolecolari evidenziano l'isolamento di varie Salmonelle, tra cui la *thiphymurium*, patogeno che determina spesso episodi epidemici nell'uomo. Studi effettuati in Norvegia hanno dimostrato come i rapaci siano stati causa di vere e proprie epidemie nella popolazione umana tra il 1999 e il 2004.

I ceppi di *Escherichia coli* presenti in quasi tutti i campioni analizzati, non rappresentano un dato preoccupante in quanto non hanno mostrato capacità di esprimere le più comuni esotossine prodotte dai sierotipi patogeni.

Il *Campylobacter* spp. è un patogeno che, negli ultimi 10 anni, ha visto un incremento di casi nell'uomo, spesso accompagnati da disturbi intestinali. Ricordiamo che il *Campylobacter* è un batterio ubiquitario, resistente nel terreno, gli uccelli rappresentano il maggiore serbatoio. Considerando che è un patogeno non resistente alle temperature di congelamento, risultano significativi i tre casi isolati.

Tra i parassiti, individuati, *Capillaria* spp., che viene assunta attraverso l'alimentazione di pesce crudo, risulta presente sia negli acquatici sia nei rapaci. Studi effettuati dimostrano come gli uccelli e l'uomo, nel ciclo biologico del parassita, rivestono un ruolo fondamentale. Gli altri parassiti (coccidi, *trichuris*, ascaridi) isolati vanno tenuti in considerazione per quelli che sono i rapporti epidemiologici tra selvatico e domestico.

La *Chlamydophila* spp., diffusa in molte specie di uccelli, trova nei rapaci maggiore attenzione soprattutto per la specie *psittaci* che trasmessa all'uomo determina una malattia respiratoria, la psittacosi.

Questi primi risultati confermano che l'attività di bracconaggio in Campania non conosce limiti di tempo e di tutela, confermano inoltre l'importanza di ricercare, al fine di assumere importanti dati, tutti i patogeni più rilevanti nelle specie selvatiche ricoverate presso i centri di recupero (CRAS e/o CRASE) ponendo particolare attenzione a quei microrganismi che possono provocare gravi malattie nell'uomo.

Questo lavoro è dedicato a Mario Milone, il suo incondizionato impegno ed appoggio nel corso degli anni a questo progetto hanno consentito il recupero e il rilascio nell'ambiente naturale di centinaia di animali ricoverati a causa delle attività umane.

Summary

Sanitary monitoring to define prevention systems of certain wild animals zoonoses and parasite diseases

The importance of wild animals as reservoir and vectors of infectious, bacterial and parasite diseases is well known, even if data collected are insufficient. Carrying out a sanitary monitoring plan based on the control of CRAS and/or CRASE is a first and significant work for the abundance of available materials (injured individuals in rehabilitation or died and kept in deep-freezes) and for the ease of contact with species normally difficult to capture. This research concentrates on the birds kept in deep-freezes in the Centre of Wild Animals Recuperation and Rehabilitation in Campania, settled in Montella (AV) managed by A.S.N - onlus in Salerno. The results related to 82 individuals confirm that, in Campania, poaching has no limits in time (animals shelter all around the year) and territory (protected or not) and that is very important to investigate all possible pathogens in wild species sheltered in rehabilitation centres, for epidemiological goal.

**OSSERVAZIONI SULLA BIOLOGIA RIPRODUTTIVA DELLA
 RONDINE MONTANA *Ptyonoprogne rupestris*
 NEL PARCO FLUVIALE DEL NERA**

STEFANO LAURENTI & CHIARA PIERSANTI

Museo Ornitologico e Micologico – Via Magalotti, 1 – 05100 Collestatte (TR)

La Rondine montana *Ptyonoprogne rupestris* è la specie appartenente alla famiglia degli Hirundinidi che ha come habitat preferito le zone rupestri (comprese tra i 0 e i 2400 m.s.l.m.) possibilmente esposte ai quadranti meridionali e al riparo dagli agenti atmosferici. In Italia è specie migratrice regolare, svernante parziale e nidificante sulle Alpi, sugli Appennini e sulle due isole maggiori; è stimata una popolazione di 5.000-10.000 coppie stabili dal 1983 (BirdLife International, 2004). In Umbria questa specie occupava due distinte aree della regione entrambe ricadenti nel settore dell'Appennino calcareo: a sud tutta la Valle del Nera, con esclusione della conca ternana e del suo basso corso, parte dell'affluente Corno, la Valle del torrente Serra, la gola del torrente Tessino presso Spoleto e, a Nord, la valle del fiume Sentino e i suoi fossi affluenti tra cui la Valle delle Prigioni nel massiccio del Monte Cucco (Castiglia e Tabarrini, 1977; Magrini e Gambaro, 1997). Vi sono state anche osservazioni sporadiche di individui svernanti sia nella media e bassa Valnerina che nei monti di Gubbio e nella gola della Rocchetta presso Gualdo Tadino. A parte queste notizie sulla distribuzione della specie, non si hanno dati aggiornati sufficienti per azzardare una stima, né una tendenza della popolazione di Rondine rupestre in Umbria. La Rondine montana è presente all'interno dell'area del Parco Fluviale del Nera ormai da molti anni, come attestano le varie testimonianze orali di appassionati osservatori e le segnalazioni di esperti che operano nella zona. Negli ultimi anni (2006-2008) sono state segnalate ed osservate 5 coppie nidificanti all'interno dell'area del Parco tra le quali la coppia oggetto dello studio in questione.

La Rondine montana è una specie ancora abbastanza diffusa sia a livello italiano che a livello europeo e quindi non è da annoverare tra le maggiori emergenze conservazionistiche a livello mondiale, nonostante ciò è comunque sottoposta a vincoli di protezione stabiliti da alcune convenzioni europee che ne vietano soprattutto qualsiasi forma di cattura, di detenzione e d'uccisione intenzionale e il deterioramento o la distruzione dei siti di riproduzione o delle aree di riposo. È comunque una specie cui ancora non si dispongono di molte informazioni e dati, soprattutto per quanto riguarda alcuni aspetti della biologia riproduttiva, soprattutto a causa della difficoltà di osservazione nei siti di nidificazione posti su pareti rocciose, all'ingresso di cavità o anfratti naturali, ad un'altezza media di circa 40 m, e, più raramente, sotto gallerie, ponti e cornicioni di edifici (castelli, chiese, case etc.). Nel presente studio vengono presentati i dati rilevati in un sito occupato nel triennio 2006-

		Data presunta deposizione	N. uova deposte	N. pulli nati	N. pulli involuti
2006	1 ^a covata	≈ 1/05	4	4	4
	2 ^a covata	≈ 28-29/06	4	4	4
2007	1 ^a covata	≈ 20-21/04	5	4	4
	2 ^a covata	≈ 15/06	3	3	2
2008	1 ^a covata	≈ 15/05	5	5	5
	2 ^a covata	≈ 25-26/07	3	1	1
Totale			24	21	20

Tab. 1. Dati sulla nidificazione della Rondine montana nel Parco Fluviale del Nera nel periodo 2006-2008.

2008, situato sotto una galleria artificiale nei pressi della Cascata delle Marmore. Nella primavera del 2006 è stata condotta all'interno dell'area del Parco Fluviale del Nera, area protetta che si trova nel territorio della provincia di Terni e che tutela il corso del Nera nel suo tratto medio-inferiore fino alla sua confluenza con il fiume Velino, una indagine per stimare la consistenza della popolazione di Rondine montana che si riproduceva all'interno della zona protetta. Sono stati trovati 5 nidi attivi di cui uno particolarmente interessante poiché posto in un punto facilmente accessibile e osservabile che ci ha permesso di effettuare delle annotazioni sulla biologia riproduttiva di questa specie.

Il punto di nidificazione è stato localizzato all'interno dell'area turistico-escursionistica della Cascata delle Marmore nella zona del Belvedere Inferiore ed è stato posizionato su di un manufatto a circa 3 mt di altezza, in un punto in cui solitamente transitano centinaia di visitatori al giorno.

Lo studio è stato condotto durante le stagioni riproduttive 2006, 2007, 2008 e 2009, anno in cui purtroppo il nido non è stato occupato.

I dati sono stati raccolti mediante osservazioni dirette (strumenti ottici o a vista) con uscite settimanali a partire da marzo a settembre, per individuare le date di arrivo della specie nei quartieri di nidificazione e della partenza per i quartieri di svernamento. Con l'utilizzo di uno specchietto montato su di un asta telescopica è stato possibile fare osservazioni all'interno del nido per vedere la presenza di uova o pulli. Tutti i giovani nati in questi tre anni di osservazioni sono stati anche inanellati prima dell'involo. Per limitare le possibili interferenze da parte dei visitatori dell'area, tutte le attività intorno al nido sono state effettuate all'alba, prima dell'afflusso turistico. Lo studio condotto ha permesso di annotare alcuni dati sulla biologia riproduttiva della rondine montana quali ad esempio il periodo di permanenza nei quartieri di nidificazione, il numero di uova deposte, i pulli nati e quelli portati con successo all'involo.

Nel 2006, primo anno di osservazioni, la prima osservazione è del 6 maggio quando

è stato trovato il nido già occupato dalla femmina in cova, mentre l'ultima osservazione è del 12 Settembre. Nel 2007 la prima osservazione di individui nella zona è del 16 marzo e sono stati visti in attività fino al 10 settembre circa. Nel 2008 l'arrivo della specie è nei primi giorni di aprile, mentre la ripartenza è da collocare dopo il 13 settembre. Da queste osservazioni è possibile ipotizzare che l'arrivo della specie nelle nostre zone avviene tra la metà di marzo e la metà di aprile mentre la ripartenza è solitamente intorno alla metà di settembre.

Per quanto riguarda l'andamento del successo riproduttivo la Tabella 1 riporta per ogni anno i periodi di deposizione, l'entità delle covate e il numero di nati portati all'involo con successo. Come è possibile osservare ogni anno la coppia ha effettuato due covate con un numero medio di 4 uova per covata (min= 3 max=4) che rispecchia i dati medi rilevati tra i pochi disponibili in letteratura sulla biologia riproduttiva della specie (Riccardi et al., 1999; Cramp, 2004). I pulli nati sono stati quasi tutti portati all'involo con successo (nel 2007 uno dei giovani già inanellati è caduto dal nido troppo presto). Dopo l'involo tutti i giovani sono rimasti nella zona intorno al nido fino alla migrazione, frequentando una piccola parete lungo la S.S. Valnerina, unico punto non coperto da reti paramassi e quindi ancora accessibile. La presenza delle reti paramassi e la conseguente perdita di siti idonei al collocamento del nido potrebbe anche essere una delle potenziali cause del declino della popolazione nidificante di Rondine montana nel parco Fluviale del Nera. Infatti nel recente passato venivano stimati 100-150 individui nella zona di Arrone e altri 50 nella zona della Bassa Valnerina (Castiglia e Tabarrini, 1977), mentre dalle ultime osservazioni si arriva a non più di 10-12 individui nell'intera area e non è raro osservare resti di nidi di Rondine montana posti dietro le reti.

Summary

The Crag Martin *Ptyonoprogne rupestris* breeding in the Nera river Park (Umbria Region, Central Italy)

We report our observations on the breeding biology of Crag Martin during three year (2006-2008). In 2006 we found a nest near the Marmore falls, in the Nera River Park (Central Italy), in a place very easy to reach and to observe. Until 2009 we studied the Crag martin in the nest. At the end of this study we report any informations about the season, the clutch, the number of broods and young, the parental care.

BIBLIOGRAFIA

- BirdLife International, 2004. Birds in Europe: population estimates, trends and conservation status. BirdLife International Series N. 12. Cambridge, UK.
- Cramp S., 2004. Birds of the Western Palearctic Interactive 1.00, 2004. BirdGuides Ltd.
- Castiglia G. e Tabarrini G., 1977: Note su una colonia di Rondine montana (*Hirundo rupestris*) svernante nella Bassa Valnerina (Terni). Gli Uccelli d'Italia, 2: 193-196.
- Magrini M. e Gambaro C., 1997. Atlante Ornitologico dell'Umbria. Regione Umbria, Città di Castello.
- Riccardi A., Mignone R., Cucco M. & Malacarne G. 1999: Biologia riproduttiva della Rondine montana *Ptyonoprogne rupestris* in colonie di diversa consistenza. Avocetta, 23: 130.

LA COMUNITÀ ORNITICA DELLA RISERVA NATURALE ISOLA BOSCONE (CARBONARA PO, MANTOVA): INDAGINE PRELIMINARE 2006-2008

DANIELE LONGHI, NUNZIO GRATTINI & ACHILLE PERI

*Gruppo Ricerche Avifauna Mantovano (GRAM), Centro visite del Parco San Lorenzo
Strada Falconiera – 46020 Pegognaga, MN (daniele.longhi@nemo.unipr.it)*

La Riserva Naturale Isola Boscone, situata in comune di Carbonara Po (MN), ha un'estensione di circa 200 ha ed è localizzata all'interno dell'alveo del fiume Po. Dal punto di vista vegetazionale l'elemento di maggior pregio è la presenza di due habitat di interesse comunitario, le Foreste alluvionali di *Alnus glutinosa* e *Fraxinus excelsior* e le Foreste a galleria di *Salix alba* e *Populus alba*, rilevante non solo a livello europeo, ma in particolare in un contesto fortemente antropizzato come quello della Pianura Padana. La presenza di tali formazioni e la particolare posizione occupata (all'interno dell'alveo del Po) rendono l'Isola di elevato interesse dal punto di vista ornitologico. Fino ad ora, tuttavia, la Riserva è stata poco studiata; l'unica pubblicazione esistente risale infatti a quasi 15 anni fa (Andreasi e Penitenti, 1995). Lo scopo di questa indagine è quindi quello di ottenere alcuni dati preliminari sulla comunità ornitica della Riserva e di fornire informazioni utili per la gestione dell'area. Lo studio, tuttora in corso, è stato condotto a partire dal 2006 mediante censimenti mensili della durata di 2-3 ore. Nel corso di ogni censimento sono stati percorsi i sentieri dell'Isola annotando tutte le specie osservate. I dati raccolti sono stati quindi organizzati in un database realizzato su base Excel ed utilizzato per redigere la checklist della Riserva e per descrivere la fenologia delle specie presenti. Le categorie fenologiche utilizzate sono quelle proposte da Fasola e Bricchetti (1984).

Tra marzo e luglio 2008 sono stati effettuati 9 ulteriori rilevamenti per il mappaggio delle specie nidificanti. Nel corso di ogni uscita, della durata di 3-4 ore, è stata percorsa l'intera superficie dell'Isola rilevando le specie presenti e riportando su carta la loro posizione e l'attività svolta, in particolare quella connessa all'occupazione dei territori riproduttivi. Come base cartografica è stato utilizzato un ingrandimento in scala 1:2000 della Carta Tecnica Regionale in scala 1:10.000. Le diverse specie censite sono state indicate con codici alfabetici che richiamavano ad esempio il nome volgare, e il loro comportamento è stato indicato mediante simboli (Anon, 1968). Nel corso di ogni uscita è stata quindi prodotta una carta contenente tutti gli avvistamenti effettuati e al termine dell'indagine l'esame complessivo dei dati raccolti ha consentito di stimare il numero di territori presenti nell'area per ciascuna specie (Bibby et al., 1992); i territori sono stati rappresentati su base informatica mediante il programma ArcView GIS 3.2.

Tra dicembre 2008 e febbraio 2009 sono stati effettuati 6 rilevamenti per lo studio

delle specie svernanti. I censimenti sono stati condotti a partire da almeno 2 ore prima del tramonto e si sono protratti fino all'oscurità. Durante ogni censimento è stata percorsa l'intera superficie dell'Isola annotando le specie osservate e stimando la consistenza dei principali roosts. I dati ottenuti sono stati quindi elaborati per descrivere l'andamento della consistenza dei dormitori, mentre la loro posizione è stata indicata su base informatica mediante il programma ArcView GIS 3.2.

Alla fine del periodo di osservazioni la comunità ornitica dell'Isola Boscone è risultata composta da 95 specie. Le specie nidificanti sono 28, di cui 23 certe e 5 probabili (Germano reale, Sparviere, Gallinella d'acqua, Corriere piccolo e Martin pescatore). Le specie svernanti sono 35, di cui 8 sono quelle che formano dormitori (Germano reale, Cormorano, Colombaccio, Cornacchia grigia, Storno, Passera mattugia, Fringuello e Migliarino di palude); i roosts più consistenti e regolari sono risultati quelli di Cornacchia grigia (70-360 ind.) e Cormorano (70-200 ind.).

Tra le specie nidificanti, quelle presenti con le maggiori densità sono: Capinera (13,0 territori km⁻²), Usignolo (8,5 territori km⁻²), Cinciallegra (6,5 territori km⁻²), Colombaccio (5,0 territori km⁻²), Merlo (4,5 territori km⁻²), Picchio rosso maggiore (3,5 territori km⁻²) e Usignolo di fiume (2,5 territori km⁻²); mentre tutte le altre specie sono presenti con densità inferiori a 2,5 territori km⁻². Tali densità sono calcolate considerando l'intera superficie della Riserva, mentre un calcolo più accurato dovrebbe considerare la superficie di habitat idoneo alla nidificazione di ciascuna specie. In ogni caso la comunità nidificante appare sbilanciata a favore di poche specie; escludendo infatti Fagiano comune, Cornacchia grigia e Storno, specie per le quali non è stato possibile determinare il numero di territori mediante il mappaggio, risulta che oltre il 70% delle specie nidificanti sull'Isola è presente con un numero di territori ≤ 2 .

Questa sproporzione da un lato indica che molti degli habitat presenti nella Riserva sono troppo piccoli per poter sostenere popolazioni di adeguate dimensioni, mentre dell'altro evidenzia l'importanza della conservazione di questi habitat per il mantenimento della biodiversità dell'Isola. Da questo punto di vista gli habitat di maggior importanza sono risultati quelli legati alla presenza del bosco e del sottobosco (arbusti e vegetazione erbacea associati alle formazioni boschive), all'interno dei quali, infatti, si concentrano il 72% delle specie nidificanti e il 90% dei territori censiti. Tra le altre tipologie ambientali presenti sull'Isola vanno però ricordati gli incolti e gli habitat legati alla presenza dell'acqua (rive e scarpate, depositi di sabbia, ecc), che, seppur meno importanti per quanto riguarda la comunità nidificante, rivestono un ruolo rilevante per molte specie migratrici e svernanti; gli incolti, ad esempio, sono risultati di grande importanza per l'alimentazione di molte specie durante la stagione invernale, in particolare passeriformi.

In conclusione quindi i dati ottenuti nel corso dell'indagine hanno consentito di analizzare la composizione e la struttura della comunità ornitica della Riserva, di determinare il numero di specie nidificanti e la consistenza delle rispettive popolazioni, di ottenere informazioni sull'utilizzo degli habitat presenti da parte delle specie migratrici e svernanti e di monitorare la presenza e la dinamica dei dormitori.

I dati ottenuti sono da considerarsi però insufficienti per finalità di tipo gestionale, per le quali si richiedono altri anni di monitoraggio. A tal proposito una prospettiva futura potrebbe essere quella di dare avvio nella Riserva a campagne di inanellamento a scopo scientifico, che consentirebbero di ottenere informazioni complementari a quelle ricavabili mediante le tecniche di censimento fino ad ora impiegate e, quindi, risulterebbero di estrema utilità al fine di completare il quadro di conoscenze necessario per una attenta ed oculata gestione dell'area protetta.

Ringraziamenti. Si ringraziano per la collaborazione sul campo: Egidio Bacchi, Manuela Daolio, Elena Giusti, Marilena Perbellini e Giuseppe Pignatti.

Summary

The bird community of the Natural Reserve Isola Boscone (Carbonata Po, Mantua): preliminary survey 2006-2008

This work summarizes the results of a research on the birds of the Natural Reserve Isola Boscone (Mantua, Italy), a 200 ha island in the Po river. Birds monitoring was conducted monthly from 2006, with further surveys from March to July 2008 and from December 2008 to February 2009 in order to study nesting and wintering birds. Observed species were 95, 28 of which were nesting in the area; wintering species were 35.

BIBLIOGRAFIA

- Anon, 1968. Common Bird Census Instructions. British Trust for Ornithology.
- Bibby C.J., Burgess N. & Hill D., 1992. Bird Census Techniques. Academic Press, London.
- Fasola M. & Bricchetti P., 1984. Proposte per una terminologia ornitologica. Avocetta 8: 119-125.
- Golfrè Andreasi A. & Penitenti L., 1995. La Riserva Naturale Isola Boscone. Lega Italiana Protezione Uccelli. Pubblicazioni Paolini, Mantova.

CHECK-LIST DEGLI UCCELLI DEL FIUME OFANTO

MAURIZIO MARRESE^(1,2), MATTEO CALDARELLA⁽¹⁾, MICHELE BUX⁽¹⁾ & VINCENZO RIZZI⁽¹⁾

Centro Studi Naturalistici – Via V. Civili, 64 – 71122 Foggia (marrese@centrostudinataura.it)
Fac. di Agraria, Università degli Studi di Foggia – Via Napoli, 25 – 71100 Foggia

Il territorio del bacino idrografico del Fiume Ofanto attualmente è carente riguardo agli studi ornitologici. Ciò ha portato gli autori a redarre la *check-list* dell'area evidenziando, in questo contributo, le specie presenti di maggiore interesse. L'area d'indagine include il bacino idrografico dell'Ofanto (Fig. 1) che è ampio circa 2764 kmq comprendendo le province di Avellino, Potenza, Foggia, BAT (Barletta, Andria e Trani) e Bari. L'Ofanto nasce da un'altitudine di 715 m s.m.l. presso valle di Torrella dei Lombardi (AV), scorre dapprima verso est in Irpinia poi verso nord-est lungo il margine settentrionale dell'altopiano delle Murge e sfocia nel Mare Adriatico tra Margherita di Savoia e Barletta (BAT), dopo un percorso di circa 165 km. Si tratta di un corso d'acqua a regime "pluviale", alimentato nelle stagioni piovose, la cui portata dipende dall'andamento delle precipitazioni. Attualmente risulta vincolato in modo discontinuo; da un Parco Regionale (già SIC "Valle dell'Ofanto e Diga di Capacciotti") in Puglia, dal Parco Regionale del Vulture e da alcuni SIC, ZPS e Riserve Naturali situati in Campania e Basilicata. Gli affluenti presentano uno spiccato carattere torrenziale (Atella, Rendina, Locone ecc.).



Fig. 1. Area di studio.

Codice Euring		Specie	Fenologia
720	Cormorano	<i>Phalacrocorax carbo</i>	M reg, W, E, B
820	Marangone minore	<i>Phalacrocorax pygmeus</i>	M irr, E irr
950	Tarabuso	<i>Botaurus stellaris</i>	M reg, W
1040	Nitticora	<i>Nycticorax nycticorax</i>	M reg, B
1110	Airone guardabuoi	<i>Bubulcus ibis</i>	M reg
1240	Airone rosso	<i>Ardea purpurea</i>	M reg
1310	Cicogna nera	<i>Ciconia nigra</i>	M reg, B, W irr
1340	Cicogna bianca	<i>Ciconia ciconia</i>	M reg, W irr, E irr, B irr
2020	Moretta tabaccata	<i>Aythya nyroca</i>	M reg, W, E
2380	Nibbio bruno	<i>Milvus migrans</i>	M reg, B, W irr
2390	Nibbio reale	<i>Milvus milvus</i>	M reg, W irr, SB
2560	Biancone	<i>Circaetus gallicus</i>	M reg, B
2610	Albanella reale	<i>Circus cyaneus</i>	M reg, W
2620	Albanella pallida	<i>Circus macrourus</i>	M reg
2630	Albanella minore	<i>Circus pygargus</i>	M reg, E irr
2920	Aquila anatraia minore	<i>Aquila pomarina</i>	M irr
2930	Aquila anatraia maggiore	<i>Aquila clanga</i>	M irr
3010	Falco pescatore	<i>Pandion haliaetus</i>	M reg, E irr
3030	Grillaio	<i>Falco naumanni</i>	M reg, B irr, W irr
3070	Falco cuculo	<i>Falco vespertinus</i>	M reg
3140	Lanario	<i>Falco biarmicus</i>	M reg, W, B irr
3160	Sacro	<i>Falco cherrug</i>	M irr
3200	Pellegrino	<i>Falco peregrinus</i>	M reg, W, B irr
4590	Occhione	<i>Burhinus oedicephalus</i>	SB, M reg
4770	Fratino	<i>Charadrius alexandrinus</i>	M reg, B, W
7160	Cuculo dal ciuffo	<i>Clamator glandarius</i>	M reg, B?
7440	Gufo reale	<i>Bubo bubo</i>	SB?
7680	Gufo di palude	<i>Asio flammeus</i>	M reg
8400	Gruccione	<i>Merops apiaster</i>	M reg, B
8410	Ghiandaia marina	<i>Coracias garrulus</i>	M reg, B
10500	Merlo acquaiolo	<i>Cinclus cinclus</i>	SB
15720	Corvo imperiale	<i>Corvus corax</i>	SB

Tab. 1. Check-list sintetica delle specie più significative del Fiume Ofanto.

L'analisi bibliografica è stata svolta analizzando gli articoli apparsi sulle principali riviste ornitologiche (Fulco. et al., 2008, Frassiniet et al., 2007, Caldarella et al., 2005) ed esaminando le opere generali sull'avifauna italiana. La base dati così ottenuta è stata integrata con i dati inediti in possesso dagli autori e dalle ricerche di campagna. Per l'ordine sistematico e la nomenclatura ci si è attenuti alla Checklist degli Uccelli italiani di Brichetti e Massa (1998) e del CISO-COI (2009), così come per la terminologia relativa alla fenologia delle specie. La compilazione della check-list,

con i dati originali ed inediti, è stata eseguita dagli autori dal 1998 alla primavera del 2009. Le ricognizioni in campo, diurne e notturne, sono state effettuate nei periodi di migrazione e nel periodo riproduttivo con percorsi random, transetti lineari settimanali e punti di osservazione utilizzando strumenti ottici (binocoli 8x42 e 10x50 e cannocchiali 20-60x85). Per le attività notturne è stato utilizzato essenzialmente il metodo dei punti d'ascolto e del playback.

La realizzazione della check-list degli uccelli del Fiume Ofanto ha permesso di registrare la presenza di 182 specie appartenenti a 43 famiglie diverse. In occasione di tale ricerca è stato possibile registrare e monitorare le due nuove nidificazioni di Cicogna nera (*Ciconia nigra*) lungo l'asta fluviale in Basilicata nel 2006 e in Campania nel 2009 (Rizzi et al., 2005).

Alcune delle specie più significative presenti nell'area sono elencate in Tabella 1.

Ringraziamenti. Si ringrazia per il contributo sul campo Leonardo De Lullo, Maurizio Gioiosa, Incoronata Brescia, Daniela Gentile, Giuseppe Agnelli e Severino Vitulano.

Summary

Check-list of the birds of Ofanto river

We present the check-list of the birds of Ofanto river (South Italy) updated at May 2009. We report for the study area the new nesting Black stork (*Ciconia nigra*) along the river in 2006-2009 in Basilicata and in 2009 Campania. Data on the phenology in the area of other species of interest are showed.

BIBLIOGRAFIA

- Bricchetti P. e Massa B., 1998. Check-list degli Uccelli italiani. Riv. Ital. Orn., 68: 129-152.
- Caldarella M., Marrese M. e De Lullo, 2005. Status del falco Grillaio nella Provincia di Foggia. XIII Convegno italiano di Ornitologia.
- Ciso-Coi, 2009. Check-list degli uccelli italiani. <http://www.ciso-coi.org>
- Frassinetti M., Cavaliere V., Janni O. e Mancuso C., 2007. Check-list degli uccelli della Campania. Riv. Ital. Orn., 77 (1): 3-16.
- Fulco E., Coppola C., Palumbo G., Viceglia M., 2008. Check-list degli uccelli della Basilicata. Riv. Ital. Orn., 78 (1): 13.
- Rizzi V., Marrese M. e Caldarella M., 2005. La Cicogna nera in Puglia. In La Cicogna nera. GLICINE.

RISULTATI PRELIMINARI NELL'UTILIZZO DI NIDI ARTIFICIALI PER PASSERIFORMI IN DUE PARCHI URBANI DELLA CITTÀ DI LATINA

GIOVANNI MASTROBUONI & GASTONE GAIBA

Delegazione provinciale LIPU di Latina – Corso Matteotti, 169 – 04100 Latina (info@lipulatina.it)

Nell'ambito del processo di Agenda 21 Locale, il Comune di Latina – Assessorato alla Tutela e Valorizzazione dell'Ambiente ha promosso una serie di iniziative inerenti lo sviluppo sostenibile da realizzare sul territorio comunale. In questo ambito, la LIPU di Latina ha proposto e realizzato il "Progetto Insettivori" caratterizzato da azioni e iniziative finalizzate alla tutela e conservazione dei Passeriformi insettivori e dei Chirotteri in ambiente urbano, con specifiche attività di educazione ambientale condotte in un plesso scolastico di Latina (info@lipulatina.it). Fra gli Uccelli, diverse specie di Passeriformi risultano in declino in Europa (Birdlife International, 2004). In ambiente urbano, le specie del genere *Passer*, ad esempio, manifestano un decremento numerico imputabile a una minore disponibilità di habitat e cibo, alla diminuzione dei siti di nidificazione, alla competizione con altre specie, all'aumento della predazione e alla mortalità stradale (Dinetti et al., 2007).

Il progetto ha visto l'installazione di 48 cassette nido per Passeriformi, in legno di abete trattato, con foro di diametro 2.8 cm e dimensioni 21-25 x 11 x 15 cm. Le cassette sono state posizionate ad altezze dal suolo comprese fra 4 e 6 m ed orientate a sud, sud-est e sud-ovest (16 cassette per ogni esposizione).

Le cassette sono state installate fra novembre 2008 e gennaio 2009, equamente distribuite in due aree verdi del centro urbano di Latina: il Parco comunale Arnaldo Mussolini (sito A) e l'aula verde di V. Germania (sito B). Il sito A, esteso 5.5 ha, si trova nel settore più interno del tessuto urbano ed è costituito da piante appartenenti a diverse specie di conifere (*Pinus pinea*, *Cedrus* spp., *Thuja occidentalis*, *Thuja orientalis*), latifoglie (*Quercus rubra*, *Q. ilex*, *Q. cerris*, *Q. robur*, *Tilia* spp., *Laurus nobilis*, *Ulmus* spp., *Eucalyptus globulus*, *Nerium oleander*, *Robinia pseudoacacia*) e palme (*Washingtonia filifera*, *Phoenix canariensis*, *Phoenix dactylifera*); l'area è abbondantemente frequentata dai cittadini durante tutto l'anno. Il sito B, di superficie pari a 3.4 ha, è ubicato in periferia, nei pressi di insediamenti residenziali, ed è caratterizzato dalla presenza esclusiva di *Eucalyptus globulus*, con ampie radure e incolti che, in inverno, tendono ad allagarsi; la frequentazione dei cittadini è di gran lunga minore rispetto all'altro sito.

Nel corso della stagione riproduttiva 2009, sono stati ispezionati i nidi a cadenza mensile, da aprile a giugno, in orario pomeridiano. I dati raccolti sono stati riuniti in tre differenti categorie: 1) cassetta vuota, 2) presenza di materiale portato da uccelli, 3) nidificazione in atto (presenza di adulti in cova, uova, pulli o giovani). L'identi-

Sito A – Parco comunale A. Mussolini

<i>mese del controllo</i>	<i>cassetta vuota</i>	<i>presenza materiale</i>	<i>nidificazione</i>	<i>totale cassette controllate</i>
aprile	21	2	1	24
maggio	21	2	1	24
giugno	19	2	2	23

Sito B – Via Germania

aprile	12	6	6	24
maggio	12	5	6	23
giugno	10	6	7	23

Tab. 1. Risultati dei controlli mensili nei due siti di installazione delle cassette nido.

ficazione della specie presente nella cassetta è avvenuta mediante riconoscimento di adulti, pulli e giovani all'interno del nido o dall'osservazione di adulti in attività riproduttiva (costruzione del nido, trasporto di imbeccate o di sacche fecali).

Ad aprile, come a maggio, sono state registrate una sola nidificazione nel sito A e sei nel sito B; a giugno il numero di cassette occupate è aumentato: 2 nel sito A e 7 nel sito B (Tab. 1). In quest'ultimo mese, nel sito A una cassetta è stata resa inutilizzabile in seguito ad atti vandalici e nel sito B una è stata asportata. Sul totale delle 9 cassette occupate, più della metà è risultato orientato a sud (56%), mentre sia quelle orientate a sud-est che a sud-ovest costituivano il 22% dei nidi artificiali occupati. È stata accertata la nidificazione di 4 specie: Cinciallegra, *Parus major*, Cinciarella, *Cyanistes caeruleus*, Passera d'Italia, *Passer italiae* e Passera mattugia, *Passer montanus*. La Cinciallegra è stata la specie che ha utilizzato maggiormente le cassette (5 nidi occupati) ed è stata l'unica ad avere deposto una seconda covata.

Il numero di nidificazioni nettamente superiore nel sito B rispetto al sito A può essere dovuto soprattutto alla sua collocazione urbana periferica, limitrofa a vaste zone di incolti, particelle di bosco anche ripariale e canali, particolarmente idonee alle necessità trofiche dei Passeriformi.

Nelle città europee i Passeriformi nidificanti in cavità dominanti sono i passeri (Passera europea, Passera d'Italia e Passera mattugia) seguiti dalle cince (Cinciallegra e Cinciarella) (Clergeau et al., 2006). La Passera d'Italia risulta molto comune nelle città, mentre la Passera mattugia è più facilmente osservabile nelle aree periferiche e nelle zone rurali (Dinetti et al., 2007). Si tratta di due tra le specie più adattabili nella scelta dei siti di nidificazione in ambiente urbano (cfr ad es. Rabacchi, 1999) che, però, stanno mostrando un declino numerico delle popolazioni. I dati relativi al monitoraggio ornitologico nazionale indicano una differenza dell'indice di popolazione registrata tra il 2000 ed il 2005 pari a -27,1% per la Passera d'Italia e -10,1% per la Passera mattugia (Dinetti, 2007). Birdlife International (2004) classifica la Passera mattugia come SPEC 3, status *Declining*. Lo stato di conservazione di Cinciallegra

e Cinciarella, invece, non desta preoccupazioni (Birdlife International 2004). Nel prossimo futuro verrà dato seguito al monitoraggio delle cassette nido e si provvederà al posizionamento, nelle stesse aree verdi, di 30 cassette in legno per Chiroteri, modello con setti interni.

Summary

Preliminary results of box nests in two different location of Latina city

The results of nest box project in urban area supporting passerine conservation are shown. *Parus major*, *Cyanistes caeruleus*, *Passer italiae* and *Passer montanus* were the four species nesting in nest-boxes in two different green areas of Latina city.

BIBLIOGRAFIA

- Clergeau P., Croci S., Jokimaki J., Kaisanlahti-Jokimaki M. L., Dinetti M., 2006. Avifauna homogenisation by urbanisation: analysis at different European latitudes. *Biological Conservation* 127 (3): 336-344.
- Birdlife International, 2004. *Birds in Europe: population estimates, trends and conservation status*. Birdlife Conservation Series No. 12. Birdlife, Cambridge.
- Dinetti M., 2007. I passeri *Passer* spp. Nelle aree urbane e nel territorio in Italia. Distribuzione, densità e status di conservazione: una review. *Ecologia Urbana*, XIX (1): 11-42.
- Dinetti M., Gustin M., Celada C. (eds), 2007. *I passeri, come riconoscerli, studiarli, cosa fare per proteggerli ed evitarne il declino*. Edizioni Belvedere, Latina.
- Rabacchi R., 1999. *Siepi, nidi artificiali e mangiatoie*. CISNIAR, Cierre Edizioni, Verona.

PROGETTO AVIFAUNA SENIGALLIESE: IL FIUME MISA. RISULTATI FINALI

MAURO MENCARELLI & NIKI MORGANTI

Studio Naturalistico Diatomea – Via Guercino, 3 – Senigallia, AN (info@studiodiatomea.it)

Le informazioni sull'avifauna del fiume Misa (Marche centrale) risultano tuttora carenti (Fiacchini (1999)).

Il presente lavoro ha avuto la durata di due anni (giugno 2006/giugno 2008) ed ha avuto lo scopo di portare a conoscenza il patrimonio avifaunistico del fiume Misa.

Lo studio ha preso in esame l'avifauna del basso tratto del fiume Misa compreso nel Comune di Senigallia (AN), per un totale di 14 km di lunghezza e un'altitudine compresa tra 0 e 31 m. L'area di studio comprende inoltre zone limitrofe al corso d'acqua (ambienti urbani, coltivi), per un totale di 950 ha.

La vegetazione del Misa è rappresentata da *Salix alba*, *S. purpurea*, *Populus alba*, *P. nigra*, *Quercus pubescens*, *Sambucus nigra*, *Robinia pseudacacia*, *Arundo donax* e *Phragmites australis*. Sono presenti tipologie di habitat come ripe e rive ghiaiose senza vegetazione.

Con sopralluoghi antecedenti l'inizio dei rilevamenti sono stati scelti e georeferenziati 28 punti di ascolto/osservazione visitati mensilmente e distanziati di circa 500 m. Le specie ornitiche sono state rilevate con la metodologia PAI (Meschini & Frugis 1993), con soste nei punti di rilevamento di 20 minuti. La presenza dei Rapaci notturni è stata verificata anche tramite le risposte al playback. Nei due anni di rilevamento sono state effettuate 293 giornate di lavoro con l'elaborazione di un database di 11.104 dati.

La check-list ha evidenziato 136 specie (con specie rilevate al di fuori del periodo descritto, con rilevamenti effettuati nei mesi autunno-invernali del 2008-2009), delle quali 62 nidificanti certe.

L'elenco sistematico, la nomenclatura e lo status hanno seguito la nuova check-list degli Uccelli italiani (Fracasso et al., 2009). Con il codice Mirr* sono indicate le specie con una segnalazione.

CHECK-LIST

Anser anser (Mirr*)

Anas crecca (Mirr*)

Anas platyrhynchos (Mreg)

Anas querquedula (Mirr*)

Perdix perdix (Mirr*)

Coturnix coturnix (Mreg,B)

Phasianus colchicus (SB)

Morus bassanus (Mirr*)

Phalacrocorax carbo (Mreg,W)

Phalacrocorax pygmaeus (Mirr)

Botaurus stellaris (Mirr*)

Ixobrychus minutus (Mreg,B?)

Nycticorax nycticorax (Mreg,E)

Bubulcus ibis (Mirr,Wirr)

Egretta garzetta (Mreg,E)
Casmerodius albus (Mirr)
Ardea cinerea (SB?,Mreg,W)
Ardea purpurea (Mirr)
Tachybaptus ruficollis (Mreg,B,W)
Podiceps cristatus (Mreg,W)
Podiceps nigricollis (Mreg,W)
Pernis apivorus (Mreg)
Circus aeruginosus (Mreg)
Circus pygargus (Mreg)
Accipiter nisus (Mreg,W)
Buteo buteo (SB,Mreg,W)
Falco tinnunculus (SBpar,Mreg)
Falco subbuteo (Mirr)
Falco peregrinus (Mreg)
Porzana parva (Mirr*)
Gallinula chloropus (SB,Mreg,W)
Fulica atra (Mreg,W)
Grus grus (Mirr*)
Charadrius dubius (Mreg,B)
Charadrius alexandrinus (Mirr)
Pluvialis apricaria (Mirr)
Vanellus vanellus (Mreg,W)
Lymnocyptes minimus (Mirr*)
Gallinago gallinago (Mreg,W)
Actitis hypoleucos (Mreg,B,W)
Tringa ochropus (Mreg)
Tringa glareola (Mirr)
Chroicocephalus ridibundus (Mreg,W,E)
Larus canus (Mirr*)
Larus michaellis (S,E,Mreg,W)
Chlidonias niger (Mirr)
Sterna hirundo (Mirr)
Columba livia (SB)
Columba palumbus (Mreg)
Streptotelia decaocto (SB)
Streptotelia turtur (Mreg,B)
Cuculus canorus (Mirr,B?)
Tyto alba (SB?)
Otus scops (Mirr,B?)
Athene noctua (SB?)
Strix aluco (Mirr*)
Asio otus (SB)
Apus apus (Mreg,B)
Alcedo atthis (SB,Mreg,W)

Merops apiaster (Mreg,B)
Upupa epops (Mreg,B)
Jinx torquilla (Mreg,B)
Picus viridis (Mirr)
Dendrocopos major (SB,Mreg,W)
Dendrocopos minor (SB)
Calandrella brachydactyla (Mirr*)
Lullula arborea (Mirr*)
Alauda arvensis (Mreg,B?,W)
Riparia riparia (Mirr*)
Hirundo rustica (Mreg,B)
Delichon urbicum (Mreg,B)
Motacilla flava (Mreg,B)
Motacilla cinerea (SBpar,Mreg,W)
Motacilla alba (SB)
Troglodytes troglodytes (SB)
Prunella modularis (Mreg,W)
Erithacus rubecola (SBpar,Mreg,W)
Luscinia megarhynchos (Mreg,B)
Phoenicurus ochruros (SBpar,Mreg,W)
Phoenicurus phoenicurus (Mreg,B)
Saxicola rubetra (Mirr)
Saxicola torquaus (SB)
Oenanthe oenanthe (Mirr*)
Turdus merula (SB)
Turdus pilaris (Mreg,Wirr)
Turdus philomelos (SBpar,Mreg,W)
Turdus iliacus (Mreg,W)
Turdus viscivorus (SB,Mreg,Wpar)
Cettia cetti (SB)
Cisticola juncidis (SB,Mreg,Wpar)
Acrocephalus melanopogon (Mirr)
Acrocephalus schoenobaenus (Mirr*)
Acrocephalus scirpaceus (Mreg,B)
Hippolais polyglotta (Mreg,B)
Sylvia atricapilla (SB,Mreg,Wpar)
Sylvia borin (Mreg)
Sylvia communis (Mreg)
Sylvia cantillans (Mirr)
Sylvia melanocephala (SB,Mreg,Wpar)
Phylloscopus sibilatrix (Mreg)
Phylloscopus collybita (SB,Mreg,W)
Regulus regulus (Mirr,Wirr)
Regulus ignicapilla (Mirr,B?)
Muscicapa striata (Mreg,B)

Ficedula hypoleuca (Mreg)
Aegithalos caudatus (SB)
Cyanistes caeruleus (SB)
Parus major (SB)
Periparus ater (Mirr)
Sitta europea (SB)
Certhia brachydactyla (SB)
Remiz pendulinus (SB,Mreg,Wpar)
Oriolus oriolus (Mreg,B)
Lanius collurio (Mreg,B)
Lanius minor (Mirr*)
Garrulus glandarius (Mirr)
Pica pica (SB)
Corvus monedula (SB)
Corvus cornix (SB)
Sturnus vulgaris (SB,Mreg)

Passer domesticus (SB,Mreg)
Passer hispaniolensis (Mirr)
Passer montanus (SB,Mreg)
Fringilla coelebs (SBpar,Mreg,W)
Fringilla montifringilla (Mreg)
Serinus serinus (SB,Mreg,Wpar)
Carduelis chloris (SB,Mreg,Wpar)
Carduelis carduelis (SB,Mreg,W)
Carduelis spinus (Mreg,Wirr)
Carduelis cannabina (Mreg)
Emberiza citrinella (Mreg,B?)
Emberiza cirrus (SB,Mreg,W)
Emberiza cia (Mirr*)
Emberiza hortulana (Mreg,B?)
Emberiza schoeniclus (Mreg,W)
Emberiza calandra (Mreg,B?)

Ringraziamenti. Si ringrazia l'Associazione Confluenze, la Provincia di Ancona, il Comune di Senigallia per aver permesso di effettuare il presente lavoro.

Summary

Senigallia's birds project. The river Misa. Final results

This study analyzed the birds of the Misa River terminal part, near Senigallia (AN). We have collected 28 point counts placed at distance of 500 m each other and visited each month. We have recorded 136 species after the two year of survey: this high number of species is due to the residual river vegetation strip, that offer a refuge to a lot of birds, even in migration. Among the breeding species that are included into Birds Directive Attachment I, we found *Ixobrychus minutus*, *Alcedo atthis*, *Lanius collurio* e *Emberiza hortulana*. We have verify the nesting of *Dendrocopos minor*. Several bird of prey was sight during the spring migration, as *Circus aeruginosus*, *C. pygargus* e *Accipiter nisus*.

BIBLIOGRAFIA

- Fiacchini D., 1999 - Stato dell'ambiente del bacino del fiume Misa. Provincia di Ancona.
Fracasso G., Baccetti N., Serra L., 2009. La lista CISO-COI degli Uccelli italiani - Parte prima: liste A, B e C. Avocetta, 33: 5-24
Giacchini P., 2007 - Atlante degli uccelli nidificanti nella provincia di Ancona. Provincia di Ancona.
Meschini E. & Frugis S. (a cura di), 1993. Atlante degli uccelli nidificanti in Italia. Suppl. Ric. Biol. Selvaggina, XX: 346 pp.

OSSERVAZIONI DI INTERESSE ORNITOLOGICO EFFETTUATE DA ARGONAUTI-EBN IN PUGLIA (2003-2008)

GIUSEPPE NUOVO⁽¹⁾, CRISTIANO LIUZZI⁽²⁾ & FABIO MASTROPASQUA⁽³⁾

⁽¹⁾ Via Dalmazia, 14 – 70126 Bari (giuseppe.nuovo@gmail.com)

⁽²⁾ Via Polignano, 36 – 70014 Conversano (BA)

⁽³⁾ Via Caldora, 9 – 70010 Capurso (BA)

Sono state analizzate le osservazioni effettuate da gennaio 2003 a dicembre 2008 da “Argonauti” (Nodo Pugliese EBN Italia). I 25.629 records raccolti, relativi a 114 Passeriformi e 178 non Passeriformi sono stati confrontati con la check-list regionale (Moschetti et al., 1996). Si riportano i risultati relativi alle 23 specie di non Passeriformi accidentali delle quali 2 mai segnalate in Puglia (*Xema sabini*, *Larus marinus*) e 1 segnalata per la prima volta in Italia (*Larus pipixcan*). Dall’analisi si evince la necessità di aggiornare la check-list regionale. Per ognuna delle specie elencate si riporta la fenologia nazionale e regionale. Per le specie con più di 4 segnalazioni si elencano le più interessanti per numero di individui o periodo di osservazione.

1) Casarca *Tadorna ferruginea* M irr, W irr. Accidentale in Puglia. In Argonauti 8 segnalazioni di individui solitari, localizzati nelle zone umide del golfo di Manfredonia (FG) (3 ind il 13/09/03, A. Nitti).

2) Moretta codona *Clangula hyemalis* M reg, W. Per la Puglia 3 segnalazioni storiche (BA 1975,1930; FG 1907). 7 segnalazioni in Argonauti dello stesso individuo. Primo e ultimo avvistamento:

23/12/07 - 1 es. Margherita di Savoia (BAT), S. Davison (EBN Italia)

28/12/07 - 1es. Zapponeta (FG), G. Nuovo et al.

3) Orchetto marino *Melanita nigra* M reg, W. Per la Puglia sono riportate 2 segnalazioni recenti (FG 1987; LE 1992). 5 segnalazioni in Argonauti tra cui 11 esemplari l’8/10/03 a Bari (T. Capodiferro) e 16 esemplari a Savelletri (BR) il 7/11/04 (G. Nuovo, A. Corasaniti).

4) Orco marino *Melanita fusca* M reg, W. Per la Puglia 3 segnalazioni storiche (TA 1980, 1891; FG 1896). In Argonauti 3 segnalazioni, presumibilmente riguardanti 2 avvistamenti distinti:

27/11/05 - 1 es. M. di Savoia (BAT), G. Fiorella

10/01/08 - 1 es. Mola di Bari (BA), C. Liuzzi

10/01/08 - 1 es. Polignano (BA), S. Todisco

5) Pesciaiola *Mergus albellus* M reg, W. Per la Puglia considerato accidentale. In Argonauti 3 segnalazioni:

12/01/03 - 3 es. Paludi sipontine (FG), A. Nitti, G. Nuovo, et al.

01/02/04 - 1 es. Frattarolo (FG), A. Corasanti, A. Nitti., G. Nuovo

16/01/06 - 2 es. Brindisi (IWC), G. La Gioia et al.

6) Strolaga minore *Gavia stellata* M reg e W. In Puglia segnalata come accidentale. 5 le osservazioni pervenute tutte riguardanti avvistamenti di individui svernanti in mare; interessante la presenza di un esemplare nel giugno '07 a Gallipoli (LE) (R. Gennaio, G. La Gioia).

7) Strolaga mezzana *Gavia arctica* M reg e W. In Puglia segnalata come accidentale. 27 le osservazioni in Argonauti riguardanti principalmente individui svernanti (Dicembre-Gennaio) o in migrazione, singoli o in piccoli gruppi (max. 8 alle Saline di Brindisi il 03/04/2004 (U. Mellone) e il 18/12/08 (G. Nuovo)).

8) Pellicano comune *Pelicanus onocrotalus* M irr e W irr. In Puglia 3 segnalazioni fino al 1996 (BR e LE ante 1900; BA 1993). 1 esemplare dal 20 al 23/04/08 tra Capo d'Otranto e Le Cesine (LE) (G. Nuovo, A. Nitti, A. Corasaniti- G. De Matteis).

9) Airone guardabuoi *Bubulcus ibis* SB par, M reg, W. In Puglia due segnalazioni (BA 1884; FG 1969). In Argonauti sono pervenute 52 segnalazioni di individui o gruppi non molto numerosi (max 31 es. il 14/12/03 a Lago Salso (FG) (M. Marrese)

10) Svasso collorosso *Podiceps grisegena* M Reg W. Per la Puglia 5 segnalazioni storiche (FG 1874; TA 1890;1891; 1897; BA 1897). Sulla lista Argonauti 20 segnalazioni, 14 delle quali riguardanti pochi individui (1-3) svernanti presso il porto del capoluogo regionale (prima segnalazione T. Capodiferro 15/12/03) e 2 segnalazioni pervenute dalle coste di M. di Savoia (FG) presumibilmente dello stesso individuo (17/01/08, IWC C. Liuzzi, F. Mastropasqua), (20/01/08 C. Liuzzi, V. d'Agostino).

11) Svasso cornuto *Podiceps auritus* M reg e W. Per la Puglia 2 segnalazioni storiche (s.d. 1889, TA 1898). 10 segnalazioni pervenute in Argonauti riguardanti tre avvistamenti distinti:

25/11/06 - 4 es. Varano (FG), [EBN Italia] A. Corso

20/01/08 - 2 es. Castellaneta marina (TA), (IWC) G. LaGioia

5-27/12/08 - 1 es. Molfetta (BA), C. Liuzzi, V. d'Agostino

12) Poiana codabianca *Buteo rufinus* M reg, W irr. Per la Puglia 6 segnalazioni recenti (FG 1897, 1898, 1927; LE 1989; BA 1990, 1993). Le 15 segnalazioni pervenute riguardano perlopiù individui in migrazione primaverile (14 segnalazioni tra Marzo e Giugno), con 1 segnalazione in Novembre (10/11/07, BR, G. La Gioia, P. Pino d'Astore, O. Piccino).

13) Aquila anatraia maggiore *Aquila clanga* M reg, W. Per la Puglia 2 segnalazioni (LE 1861; FG 1990). La specie è stata segnalata 3 volte sulla lista Argonauti:

11/01/04 - 1 es. Lago salso (FG), M. Caldarella, M. Marrese

04/01/05 - 1 es. Lago salso (FG), M. Caldarella, M. Marrese

10/04/05 - 1 es. Paludi sipontine (FG), M. Marrese, L. De Lullo

14) Aquila anatraia minore *Aquila pomarina* M reg, W irr. Per la Puglia sono riportate 6 segnalazioni. In Argonauti 2 segnalazioni:

20/05/05 - 1 es. Lago Salso (FG), M. Marrese

21/04/06 - 1 es. Otranto (LE), F. Mastropasqua, G. La Gioia

15) Aquila reale *Aquila chrysaetos* SB, M irr, W irr. Per la Puglia 1 segnalazione storica (BA 1877).

Sulla lista Argonauti 1 segnalazione: 23/12/03 - 1 es. M. di Bari, D. Tullio

16) Falaropo beccosottile *Phalaropus lobatus* M reg e W irr. In Puglia 2 osservazioni accertate (provincia di Bari: 1881; provincia di Foggia: 1959). In Argonauti: 05/06/06 - 1 es. M. di Savoia (BAT), G. Albanese, La Gioia et al.

05/08/07 - 1 es. M. di Savoia (BAT), G. Albanese

26-28/08/08 - 1 es. M. di Savoia (BAT), G. Fiorella - C. Liuzzi

06/10/08 - 5 es. M. di Savoia (BAT), T. Capodiferro - G. Nuovo, A. Corasaniti

17) Falaropo beccolargo *Phalaropus fulicarius* M irr e W irr. In Puglia una segnalazione storica (FG, 1897). In Argonauti segnalato 1 esemplare giovane, dal 7 al 9 11/07 a Mola di Bari (C. Liuzzi et al.).

18) Labbo *Stercorarius parasiticus* M reg e W. In Puglia 4 segnalazioni. Sulla lista Argonauti:

21/03/04 - 1 es. litorale di Lecce, G. Tortorella

13/07/05 - 2 es. Gallipoli (LE), T. Sigismondi (EBN)

15/10/07 - 1 es. Monopoli (BA), C. Liuzzi, S. Todisco

19) Gabbiano di Sabine *Xema sabini* A6. In Puglia mai segnalato. Osservato un esemplare a Molfetta (BA) 3-4/07/07 C. Liuzzi e V. d'Agostino.

20) Gabbiano di Franklin *Larus pipixcan* In Italia nessuna segnalazione precedente. A Molfetta (BA) segnalato un esemplare tra il 10 e il 14 aprile '04 (A Nitti). È la prima segnalazione nazionale (www.ciso-coi.org).

21) Gabbiano reale nordico *Larus argentatus* M reg e W. In Puglia A1 (BA 1978). In Argonauti 18 segnalazioni, localizzate sul litorale Adriatico tra M. di Savoia (BAT) e Mola di Bari (BA).

22) Gabbiano reale pontico *Larus cachinnans* M reg e W. In precedenza considerata conspecifica di *L. argentatus* e *L. michahellis*. In Argonauti 92 segnalazioni, tra cui due interessanti per concentrazione:

01/01/03 - 50 es. Invaso del Cillarese (BR), U. Mellone

22/12/07 - 57 es. M. di Bari (BA), C. Liuzzi

23) Mugnaiaccio *Larus marinus* M reg e W reg. In Puglia non segnalato. In Argonauti 12 segnalazioni, relative a sette osservazioni. Prima segnalazione l'8/2/03 nelle paludi sipontine (FG), (G. Nuovo, A. Corasaniti)

Ringraziamenti. Un doveroso ringraziamento a tutti gli Argonauti che hanno messo a disposizione le proprie osservazioni di campo.

Summary

Interesting ornithological data collected by Argonauti-Ebn group in Apulia (2003-2008)

BIBLIOGRAFIA

- Moschetti G., Scebba S., Sigismondi A., 1996. Check-list degli uccelli della Puglia. Alula III: 23-36.
- Lista CISO-COI degli Uccelli italiani - liste A, B e C. (<http://www.ciso-coi.org>)

IL MONITORAGGIO DELL'AVIFAUNA NIDIFICANTE NEL PARCO REGIONALE MARTURANUM

ROBERTO PAPI

*Parco Regionale Marturanum – Piazza G. Marconi, 21 – 01010 Barbarano Romano, VT
(papi@parchilazio.it)*

Dal 2001 il Parco Marturanum ha avviato un programma di monitoraggio dell'avifauna nidificante nell'area protetta e in una fascia di area contigua. Particolare attenzione è stata rivolta alle specie di interesse comunitario in attuazione ai compiti di monitoraggio assegnati dalla Regione Lazio alle aree protette.

L'estensione complessiva dell'area di studio è pari a circa 2000 ettari di cui 1240 ettari nell'area protetta che, tutela due paesaggi principali: il “Quarto”, ambiente collinare caratterizzato da pascoli cespugliati alternati a querceti, e le “forre”, valloni tufacei incisi dalla rete idrografica. Le pareti rocciose delle forre racchiudono una ricca diversità vegetazionale con prevalenza di associazioni forestali. I boschi rappresentano circa il 26 % della superficie complessiva dell'area di studio mentre il resto della superficie è rappresentato da pascoli aperti o cespugliati, seminativi, incolti e set-aside, prati-pascoli, nocioleti, vigneti e oliveti. Le tipologie ambientali valutate ai fini del presente studio sono i querceti, i boschi misti di tipo mesofilo dei valloni, i pascoli cespugliati, i pascoli aperti, gli oliveti e gli ambienti ecotonali misti.

Il metodo di censimento utilizzato è stato quello dei punti d'ascolto (Blondel 1970). Inoltre sono stati effettuati sopralluoghi mirati alle specie non contattabili tramite i punti d'ascolto e censimenti con il metodo del *playback* per Assiolo *Otus scops*, Allocco *Strix aluco* e Succiacapre *Caprimulgus europaeus*. La rete di monitoraggio è costituita da 33 stazioni, di cui 16 interne al Parco e 17 nell'area adiacenti. Sono stati eseguiti punti d'ascolto con durata di 10 minuti e due repliche: la prima tra il 10 aprile e il 10 maggio e la seconda tra il 10 maggio e il 15 giugno. Sono state effettuate tre stagioni di rilevamento: 2001, 2008 e 2009. Oltre alle metodologie descritte sono stati presi in considerazione, per la definizione della *check-list* e per la discussione dei risultati, anche i dati pregressi su singoli avvistamenti degli ultimi dieci anni, resi disponibili dalla banca dati faunistica del Parco Regionale Marturanum.

Attraverso i punti d'ascolto sono state censite complessivamente 55 specie nidificanti nell'intera area di studio. Gli ambienti più ricchi di specie sono risultati gli ambienti ecotonali misti e i pascoli aperti (Tab. 1). Nel Parco i querceti ospitano 24 specie di uccelli nidificanti (Tab. 1), una ricchezza inferiore rispetto ad altri ambienti analoghi del Lazio. I boschi del “Quarto”, infatti, hanno limitata estensione (circa 180 ha) e sono frammentati e circondati da pascoli cespugliati. Si tratta di cedui invecchiati con diametro medio compreso tra i 15 e i 25 cm, ad eccezione della Bandita, querceto ad alto fusto di circa 90 anni.

	Querceti	Boschi misti di forra	Pascoli aperti	Pascoli cespugliati	Oliveti	Ambienti ecotonali
Ricchezza (n° di specie)	24	23	36	30	32	37
Abbondanza (IPA totale)	21,6	20,1	17,8	20,5	23,2	22,9
Diversità	2,65	2,32	2,61	2,61	2,80	2,79
Equiripartizione	0,83	0,74	0,73	0,77	0,81	0,77
% dei non passeriformi	29,2	30,1	27,8	29,4	18,7	27

Tab. 1. Parametri delle comunità di uccelli nidificanti, nei principali ambienti del Parco Marturanum e dell'area limitrofa, censite con il metodo dei punti d'ascolto.

Il confronto tra i punti d'ascolto nei querceti (2001, 2008 e 2009), mostra un'aumento dell'IPA totale e dell'IPA medio di specie appartenenti al gruppo ecologico "insettivori del tronco" (es. Picchio muratore *Sitta europaea*), legate alla naturale evoluzione del bosco, non soggetto ad utilizzazioni dal 1984. È stata, inoltre, accertata a partire dal 2007 la riproduzione del Picchio rosso minore *Picoides minor* nel bosco della Bandita, una specie strettamente legata per la riproduzione e l'alimentazione alla presenza di abbondante necromassa costituita da tronchi morti in piedi con diametro pari ad almeno 25-30 cm. Da rilievi effettuati in questo bosco sono stati registrati valori medi di 7 alberi morti in piedi per ettaro con diametro superiore a 20 cm (diametro medio 40 cm e massimo di 75 cm). L'arrivo di questa specie sembra strettamente correlato al fenomeno di disseccamento di querce che si è verificato negli ultimi anni soprattutto nell'area della Bandita.

Considerando anche le specie rilevate a seguito di survey in altri ambienti specifici è stata compilata una *check-list* che per l'intera area di studio comprende un totale di 74 specie. Tra l'avifauna nidificante vi sono undici specie di interesse comunitario. Una delle specie più importanti negli ambienti aperti è l'Occhione *Burhinus oedicephalus*, presente con almeno tre coppie nell'area di studio e in crescita negli ultimi anni; nel 2001 era stata accertata la riproduzione di una sola coppia. Altra specie di interesse comunitario è la Tottavilla *Lullula arborea*, con popolazione di almeno 6 coppie stabile come tendenza, specie che predilige i pascoli aperti e con radi cespugli. La Monachella *Oenanthe hispanica* e il Calandro *Anthus campestris* sono nidificanti irregolari; nel corso del 2008 e 2009, infatti, non sono stati raccolti dati su queste due importanti specie. Tra i rapaci sono da segnalare una coppia nidificante di Falco pellegrino *Falco peregrinus*, una di Biancone *Circaetus gallicus*, due di Falco pecchiaiolo *Pernis apivorus* e due di Lodolaio *Falco subbuteo*. Da segnalare che nel 2009 è stata accertata la riproduzione di Lodolaio su un vecchio nido di cornacchia collocato su un traliccio dell'alta tensione. Nel 2001 sono state censite nel Parco dodici coppie di Allocco, mentre nel solo Quarto (900 ha) nove coppie di Succiacapre e tre di Assiolo. Un discorso a parte meritano le averle, importanti specie degli ambienti aperti. Nel Parco è stata accertata la presenza di 4-5 coppie di Averla piccola *Lanius collurio*, specie di interesse comunitario, e di 5-6 coppie di Averla capirossa

Lanius senator. Negli ultimi due anni rispetto al 2001 le popolazioni delle due specie registrano piccole fluttuazioni in aumento o in diminuzione. Entrambe le specie sembrano selezionare i pascoli cespugliati come ambiente riproduttivo, maggiormente xerofili nel caso dell'Averla capirossa, e a volte coesistono nelle stesse località. Altre specie di interesse sono il Martin pescatore *Alcedo atthis*, rilevato nel Parco lungo il corso del Biedano, e la Ghiandaia marina, presente stabilmente con almeno una coppia nei pascoli cespugliati del Quarto.

Ringraziamenti. Ringrazio tutto il personale del Parco Regionale Marturanum che ha collaborato a raccogliere dati sull'avifauna e in particolare il Direttore Stefano Celletti per i dati forniti e la rilettura critica del testo.

Summary

Monitoring breeding bird community in Marturanum Regional Park

Since 2001 Marturanum Park started the monitoring of the breeding bird community. In the 2000 hectares study area (the Park and a surrounding area) 55 species were censused with point counts method. A total of 74 species were found through several surveys addressed to other species (for example birds of prey); 11 species are of particular conservation interest as they are included in "Wild birds" EEC directive. Important species living in grazing lands are Stone curlew *Burhinus oedicephalus*, Roller *Coracias garrulus*, Nightjar *Caprimulgus europaeus*, Red-backed shrike *Lanius senator*, Woodchat shrike *Lanius collurio* and Woodlark *Lullula arborea*. Among birds of prey, there are species like Honey buzzard *Pernis ptilorhynchus*, Short-toed eagle *Circaetus gallicus*, Peregrine *Falco peregrinus*, Black kite *Milvus migrans*, red-kite *Milvus milvus* and Hobby *Falco subbuteo*.

BIBLIOGRAFIA

- Blondel J., Ferry G., Frochet B., 1970. La methode des indices ponctuels d'abondance (IPA) ou des releves d'avifaune par "station d'ecoute". Alauda 37: 55-71.
- Papi R., 2002. Ricerca ornitologica sul territorio del Parco Regionale Marturanum. Relazione interna.

COMUNITÀ ORNITICA SVERNANTE NELLA RISERVA NATURALE REGIONALE MONTERANO: DATI PRELIMINARI

LORIS PIETRELLI^(1,3), MASSIMO BIONDI^(1,2) & PATRIZIA MENEGONI⁽³⁾

⁽¹⁾ ALV – Roma (*loris.pietrelli@enea.it*)

⁽²⁾ GAROL – Roma (*mb.garol@tiscali.it*)

⁽³⁾ ENEA

La riserva naturale di Canale Monterano (Roma) comprende un'area di 1450 ettari distribuiti fra i Monti della Tolfa ed i rilievi Sabatini. Il clima è caratterizzato da alta piovosità autunnale e primaverile con deficit idrico estivo (termotipo mesomediterraneo medio, Blasi 1994). La millenaria presenza dell'uomo nel territorio ha dato vita ad un delicato equilibrio fra la pratica silvo-pastorale e la vegetazione, ancora ricca e complessa, che reca i segni evidenti di una forte interazione con la componente antropica. Le aree boschive, sottoposte da sempre alla pratica della ceduzione, mantengono elevati valori di naturalità solo in limitate zone di forra impervie e irraggiungibili dove microclimi freschi e umidi favoriscono comunità boschive come il carpino. Le aree prative sono tutt'oggi sottoposte a pascolo anche intenso e malgrado ciò riescono a mantenere una interessante ricchezza floristica anche con specie rare. In questi ambienti a cui recentemente si è aggiunta una interessante zona umida, residuo di attività di scavo, è stato avviato uno studio della comunità ornitica svernante. Il rilevamento è stato realizzato utilizzando il metodo IPA (IBCC, 1969), un metodo in grado di fornire stime quantitative delle popolazioni delle singole specie e quindi informazioni utilizzabili sia scientificamente sia ai fini gestionali. Per il monitoraggio di uccelli acquatici si è fatto ricorso all'osservazione diretta. Utilizzando il reticolo IGM, suddiviso in 42 riquadri (0.5x0.5 km), compreso entro i confini della riserva e sfruttando la rete di strade secondarie che l'attraversano, sono state distribuite un totale di 44 stazioni di osservazione-ascolto con una copertura dei quadranti pari al 70%. Durante le stazioni, della durata di 10 minuti ciascuna, sono stati annotati tutti gli individui osservati/ascoltati nell'ambito di una distanza, dall'osservatore, di circa 50 metri. I sopralluoghi sono stati effettuati fra dicembre e febbraio (2008-09); data l'influenza esercitata dalle condizioni meteorologiche, i rilievi sono stati eseguiti in assenza di precipitazioni e con venti deboli. Per ciascuna specie è stato calcolato il valore di frequenza percentuale ($\pi \cdot 100$; nelle specie dominanti $\pi \cdot 100 > 5$, Turcek, 1956). La descrizione della struttura della comunità ornitica è stata effettuata considerando: ricchezza (S), ricchezza media per stazione (s), diversità specifica di Shannon (H), equiripartizione di Pielou (J), numero specie dominanti (ND), % non passeriformi (NP%). La distribuzione delle singole specie è stata poi correlata alle informazioni fitosociologiche che hanno dato origine alla carta della vegetazione della riserva (Fanelli e Menegoni 1999).

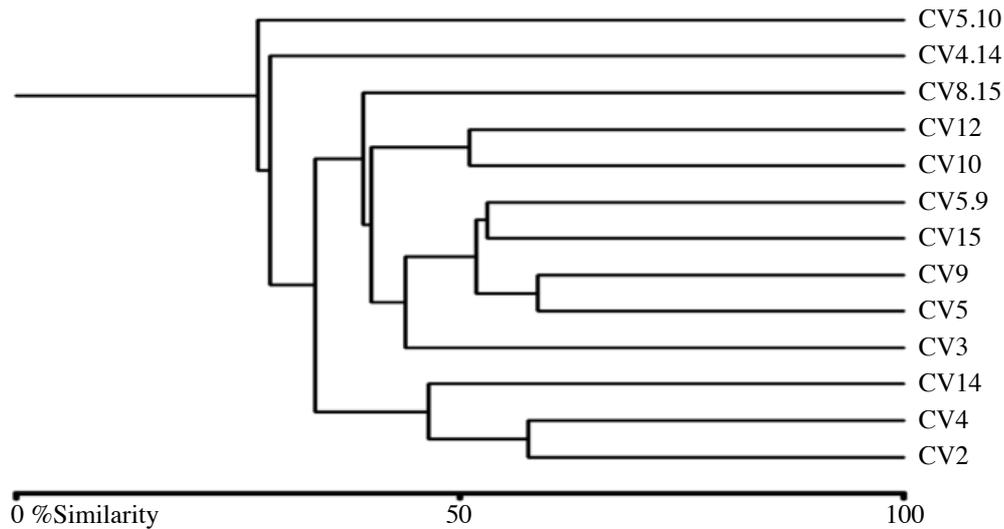


Fig. 1. Dendrogramma di similarità tra le comunità ornitiche delle diverse categorie vegetazionali (CV; vedi Tab. 1).

Categorie vegetazionali

	TOT	2	3	4	5	8/15	3/14	9	10	12	5/10	14	15	5/9
nIPA	44	11	2	5	1	2	1	1	3	1	3	9	2	2
S	59	27	12	28	6	23	4	4	20	14	14	26	14	7
H	3.502	1.243	1.003	1.177	0.755	1.245	0.578	0.607	1.181	1.038	0.488	1.128	1.081	0.691
J	0.859	0.378	0.404	0.353	0.421	0.397	0.417	0.438	0.394	0.393	0.393	0.341	0.410	0.355
NP%	29.4	18.5	8.3	32.2	0	39.1	25.0	0	5.0	14.3	28.6	23.1	0	0

2 = cerreta, 3 = carpinetto, 4 = ontaneto, 5 = pruno-crategeti, 8 = ginestreti, 9 = prati a centaurea calcitrapa, 10 = prati a *Cynosurus cristatus*, 12 = vegetazione sinantropica, 14 = coltivi, 15 = coltivi abbandonati

Tab. 1. Caratterizzazione delle comunità ornitiche nelle categorie vegetazionali (CV) come riportate da Fanelli e Menegoni (1999).

In totale sono state rinvenute 59 specie (71 inserendo gli strigiformi ed altri avvistamenti fuori IPA) di cui 19 non Passeriformi. Il numero medio di contatti/minuto per stazione è stato di 2,97 (min=0,75, max=27,13) mentre il valore medio della ricchezza per stazione è stato pari a 8.3 (min=2, max=17). Dal punto di vista corologico, secondo la classificazione più recente (www.aves.it/corolp.html), la composizione dell'avifauna svernante conferma una netta preponderanza di specie paleartiche, ampio gruppo che include specie olopaleartiche, euroasiatiche, eurocentroasiatico-mediterranee, euroturaniche, etc.. Il gruppo di specie extrapaleartiche (1.3%) risulta comunque superiore a quelle mediterranee (0.5%). Ciò conferma che siamo in presenza di un clima prevalentemente temperato con andamento della temperatura e della piovosità marcatamente stagionale. Le specie più termofile, eurocentroasiatiche ed

euroturaniche, sono relegate in aree con microclimi caldo-aridi che, ad esempio, favoriscono la presenza di leccete mediterranee.

Il dendrogramma di similarità (Fig. 1) evidenzia alcune differenze nonché singolarità fra le comunità: la presenza, ad esempio, dei coltivi nello stesso cluster contenenti cerreta e ontaneto, probabilmente è dovuto alla forte permeabilità di specie fra questi biotopi legata essenzialmente alla loro promiscuità. Ciò potrebbe essere attribuito alle ricchezze tipiche degli ecotoni. A conferma di ciò si può osservare il valore elevato della ricchezza e di non-Passeriformi riscontrati nei coltivi (Tab. 1). Delle 59 specie rilevate, 27 risultano influenti ($\pi \cdot 100 > 1$) e fra queste sei specie (Pettiroso, Merlo, Cinciallegra, Codibugnolo, Ghiandaia, Fringuello) risultano dominanti. In particolare, il Pettiroso risulta distribuito nell'86.4% delle stazioni ($\pi \cdot 100 = 10.41$). Fra i non-Passeriformi il Colombaccio è la specie con il massimo valore di dominanza ($\pi \cdot 100 = 2.47$): flock anche consistenti, si possono osservare d'inverno nella Riserva. Il valore di NP% risulta elevato nei tipici ambienti della riserva costituiti da cespuglieti e prati incolti. Il valore si azzerava o si riduceva oltre che in relazione al basso numero di stazioni, in coincidenza di ampie radure utilizzate da discrete quantità (contatti/minuto > 5) di Passeriformi ubiquitari: essi sfruttano probabilmente l'abbondante produzione di semi o il fatto che le temperature, mitigate dall'assenza di copertura vegetale imponente, consentono agli insetti un metabolismo sufficiente per muoversi attirando gli insettivori.

L'indice di diversità generale ($H = 3,502$) è superiore rispetto a situazioni caratterizzate da minore complessità ambientale (es. Velatta 1992). I valori di questo parametro e quelli dell'indice di equiripartizione riscontrati nei singoli ambienti, sebbene inficiati da un scarso numero di rilievi, sono abbastanza bassi. Evidentemente, la complessità degli ambienti e il buon grado di continuità ambientale giocano un importante ruolo nella distribuzione ottimale delle specie evitando l'effetto "isola" solitamente caratterizzato da valori dei parametri più elevati.

Summary

Wintering bird community of the Canale Monterano Natural Reserve (Rome)

The bird-habitat relationship was analyzed. Data regarding richness, diversity (Shannon), equitability (Pielou index), dominant species and similarity are reported.

BIBLIOGRAFIA

- Blasi C., 1994. Fitoclimatologia del Lazio. Estratto di fitosociologia. Università di Roma La Sapienza, Regione Lazio, Roma.
- Fanelli G., Menegoni P. 1999. Carta della vegetazione della Riserva Naturale Monterano. Quaderni della Riserva Naturale Regionale Monterano n° 4.
- IBCC, 1969. Recommendation for an international standard for a mapping method in bird census. Bird study 26: 249-257.
- Turcek F. 1956. Zur frage der dominante in vogelpopulationen. Weltthygiene 8: 248-257.
- Velatta F. 1992. L'avifauna nidificante e svernante nel bosco residuo di Pila. Riv. it. Orn. 62:145-152.

CONTENUTO DI METALLI PESANTI NELLE PENNE DEL NIBBIO BRUNO *Milvus migrans*: CONFRONTO FRA I DATI ODIERNI E QUELLI OTTENIBILI DA REPERTI MUSEALI

LORIS PIETRELLI⁽¹⁾, MASSIMO PEZZA⁽¹⁾, CARLA MARANGONI⁽²⁾ & MASSIMO BIONDI⁽³⁾

⁽¹⁾ ENEA, CR Casaccia – Roma (loris.pietrelli@enea.it)

⁽²⁾ Museo Civico di Zoologia – Roma

⁽³⁾ GAROL – Roma

Parlando genericamente di contaminazione ambientale solitamente ci si riferisce ad un gran numero di inquinanti, per lo più di origine antropica, quali specie ioniche metalliche, composti organici, etc.. Fra questi il mondo scientifico dedica particolare attenzione allo studio dei metalli presenti in traccia nelle matrici ambientali, concentrandosi maggiormente sulla determinazione di quegli elementi che hanno una provenienza prevalentemente antropogenica. Nell'ambito delle varie matrici ambientali, le penne degli uccelli possono rivelarsi una buona fonte di informazioni riguardanti lo stato dell'ambiente: in particolare la quantificazione del bioaccumulo di metalli pesanti in questa matrice, rappresenta un metodo consolidato per monitorarne la diffusione.

Il lavoro ha preso spunto dalla possibilità di reperire alcune penne della collezione Francesco Chigi della Rovere conservata presso il Museo Civico di Zoologia di Roma e in particolare sono stati utilizzati reperti museali di Nibbio bruno, *Milvus migrans* raccolti in quella che oggi viene definita la Tenuta Presidenziale di Castelporziano.. Lo scopo del lavoro sperimentale è stato quello di fare un confronto fra la quantità di metalli pesanti presenti in queste penne e in penne prelevate nello stesso sito alla fine degli anni 90, cioè a un secolo di distanza. Ciò al fine di avere almeno un'idea circa la diffusione di metalli quali piombo, cadmio, zinco, mercurio etc. quando i processi di urbanizzazione intensiva e di industrializzazione nel nostro paese non erano ancora stati avviati.

Il Nibbio bruno è una specie migratrice, estivante e nidificante nel Lazio, attualmente è presente nella Tenuta di Castelporziano con 28-36 coppie ossia oltre il 50% delle coppie stimate nel comprensorio romano (Castaldi & Guerrieri 2005). Comunità consistenti di Nibbio bruno vengono solitamente rinvenute in località ove sono presenti abbondanti risorse trofiche e infatti la specie, nei dintorni di Roma, frequenta abitualmente la discarica di Malagrotta (Panucci 2005, Pietrelli et al., 2001).

Le penne sono state lavate prima con acetone poi con acqua deionizzata, successivamente sono state asciugate in forno, accuratamente pesate ed inserite negli appositi contenitori in teflon destinati all'utilizzo nel mineralizzatore (forno a microonde). La mineralizzazione dei campioni è avvenuta mediante attacco acido (HNO_3 69% + H_2O_2 30%) in un Mineralizzatore Milestone MLS 1200, le soluzioni provenienti dal pro-

Elem.	1898-1938 (n = 6)		1999 (n = 10)		Δ (%)	Elem.	1898-1938 (n = 6)		1999 (n = 10)		Δ (%)
	$\mu\text{g/g}$	DS	$\mu\text{g/g}$	DS			$\mu\text{g/g}$	DS	$\mu\text{g/g}$	DS	
Al	446.9	188.3	759.5	58.5	69.9	Hg	0.60	0.74	2.10	0.87	250
As	589.8	417.0	0.98	0.09	n.d.	Ni	0.67	0.195	2.53	0.09	282
Cd	0.048	0.027	0.19	0.07	295	Pb	10.09	5.48	13.0	1.56	28.7
Cr	1.61	0.28	6.60	1.67	309	Cu	8.99	0.83	61.3	6.7	581
Fe	364.3	126.5	628.4	102.5	72.5	V	1.55	0.87	2.37	0.76	52.9
Mn	23.59	8.07	31.1	5.9	31.8	Zn	118.7	13.05	195.0	24.5	64.1

Tab. 1. Concentrazione di metalli pesanti nei campioni utilizzati e confronto percentuale

cesso di dissoluzione sono state raccolte e portate a volume con acqua Milli-Q in matracci da 50 ml: le analisi sono state realizzate mediante un ICP MS (Perkin Elmer Elan 6100). In mancanza di materiali di riferimento certificati riguardanti penne di uccelli, è stato utilizzato il materiale certificato CRM 422 (*Community Bureau of Reference, Commission of the European Communities*) costituito da tessuto animale (merluzzo) liofilizzato. Pertanto in un contenitore a parte è stata mineralizzata, con le stesse modalità operative, un'adeguata aliquota di materiale certificato: ciò è stato reso necessario per rendere attendibili i valori analitici relativi agli elementi in traccia considerati. Nell'elaborazione dei dati come durante il confronto si è tenuto conto di eventuali trattamenti a cui sono stati sottoposti gli esemplari, infatti si può affermare con certezza, visti i quantitativi rinvenuti, che tutti gli esemplari museali venivano trattati con triossido di arsenico: una tecnica molto diffusa all'epoca in aggiunta alla consuetudine di utilizzare il "sublimato corrosivo" (HgCl_2) come disinfettante in campo ed in laboratorio (Berg et al., 1966).

Le penne, remiganti primarie, provenienti dal Museo appartenevano a sette reperti della collezione Chigi della Rovere ed in particolare: MCZ Nu 236-239 e MCZ Nu 241-243 raccolti con certezza fra il 1898 ed il 1938 nella Tenuta di Castelporziano. I dati relativi al campione prelevato dal reperto MCZ Nu 241 non sono stati considerati per l'elaborazione dei dati vista l'incongruenza di alcuni valori causata, molto probabilmente, da una incauta contaminazione del reperto museale.

Il confronto con i dati odierni (Tab.1) mostra per tutti i metalli pesanti considerati un sensibile aumento del loro contenuto nelle penne con particolare riferimento ad alcuni elementi riconducibili alle attività antropiche: Cadmio (+295 %), Nichel (+282 %) e soprattutto Cromo (+309 %) e Mercurio (+250%). L'elevata concentrazione di Cr potrebbe essere attribuita ad un inquinamento già evidenziato nella discarica di Malagrotta (Pietrelli et al., 2001) dove i Nibbi solitamente si alimentano. Risulta interessante, inoltre, l'elevato contenuto in piombo già presente nel sito ai primi del novecento. Se per i campioni moderni tali concentrazioni possono essere attribuite all'uso della benzina al piombo tetraetile, ancora utilizzata nel 1999, e studi appositi hanno mostrato come i venti dominanti spingano proprio a Castelporziano una par-

te rilevante dell'inquinamento prodotto dal traffico cittadino, per i reperti datati si può ipotizzare un inquinamento diffuso associato all'intensa attività di caccia che da almeno due secoli viene esercitata nella Tenuta di Castelporziano, prima Reale poi Presidenziale. Questa ipotesi sarebbe validata anche dalla elevata concentrazione di Pb presente in penne provenienti da altri rapaci (*Milvus migrans*, *Falco tinnunculus*, etc) appartenenti alla stessa collezione e provenienti dallo stesso sito.

I risultati delle analisi chimiche effettuate sulle penne prelevate da reperti museali datati hanno mostrato quanto ridotta fosse la diffusione di metalli pesanti nell'ambiente ai primi del novecento e quanto sia valido l'impiego di matrici ambientali quali le penne dei consumatori primari per il biomonitoraggio.

Summary

Heavy metals content in the Black Kite *Milvus migrans* feathers: a comparison between one century

We examined the heavy metal content (Al, As, Cd, Cr, Fe, Mn, Hg, Ni, Pb, Cu, V and Zn) in primary wings feathers of Black Kite. In particular we compared metal concentration among feathers collected from stuffed birds (1898-1938) and feathers collected in the same site but one century later. The content of all metals increased (28.7-581 %). Surprising the lead increase is less than other metals, probably this is due to the intensive hunting activity performed since two centuries in the Castelporziano Park.

BIBLIOGRAFIA

- Berg W., Johnels A., Sjöstrand B., Westermark T., 1966. Mercury content in feathers of Swedish birds from the past 100 years", *Oikos* 17: 71-83.
- Castaldi A. & Guerrieri G., 2005. Ritmi di attività e uso dell'habitat trofico nella popolazione romana di Nibbio bruno in Italia centrale. Atti Convegno "Uccelli rapaci nel Lazio: status e distribuzione, strategie di conservazione". pp 42-43.
- Panucci M., Dati sulla presenza del Nibbio bruno in due discariche di rifiuti urbani. 2005 *Alula* XII (1-2): 189-192.
- Pietrelli L., Barlattani M. & Fiocchi G. 2001. Il Nibbio bruno, *Milvus migrans*, come bioindicatore *Uccelli d'Italia* XXVI: 49-52.

**DENSITÀ NELLE ALPI CARNICHE E LIMITI ALTITUDINALI
IN FRIULI-VENEZIA GIULIA DI PICCHIO ROSSO MAGGIORE
Dendrocopos major, PICCHIO VERDE *Picus viridis* E PICCHIO
ROSSO MINORE *Dendrocopos minor***

GIANLUCA RASSATI

Via Udine, 9 – 33028 Tolmezzo (itassar@tiscali.it)

Diverse specie di *Picidae* in Italia presentano un ampio range altitudinale, ma probabilmente in conseguenza delle difficoltà legate agli studi in montagna, la maggior parte delle ricerche si è svolta al di fuori del settore alpino. In questo lavoro sono riportati i risultati di un'indagine finalizzata alla stima della densità riproduttiva di Picchio rosso maggiore *Dendrocopos major* (PRM), Picchio verde *Picus viridis* (PV) e Picchio rosso minore *Dendrocopos minor* (PRm) in due aree delle Alpi Carniche e i limiti altitudinali superiori raggiunti in periodo riproduttivo da tali specie in Friuli-Venezia Giulia.

Per ricavare la densità di PRM e di PV è stata indagata un'area sita lungo il versante esposto ad ovest della Val Degano fra 700 e 900 m s.l.m., estesa circa 435 ha e costituita da un bosco di Faggio *Fagus sylvatica*, Abete rosso *Picea abies*, Pino silvestre *Pinus sylvestris* a cui si associano Frassino maggiore *Fraxinus excelsior* e Ciliegio *Prunus avium*. Per stimare la densità di PRm è stata individuata un'area posta nel fondovalle della Val Tagliamento fra 250 e 280 m s.l.m., di estensione pari a circa 180 ha e rappresentata da un bosco di Pioppo nero *Populus nigra*, Salici *Salix* sp., Nocciolo *Corylus avellana*, Robinia *Robinia pseudacacia*, Tiglio selvatico *Tilia cordata*, Frassino maggiore e Abete rosso. In entrambe le aree, si trovano alcuni prati falciati ogni anno e coltivi e frutteti di modeste dimensioni. Nel 2003 e nel 2004, per ognuna delle tre specie studiate, sono stati effettuati tre censimenti per area, da inizio marzo a metà aprile, utilizzando il metodo del *playback* secondo quanto riportato da Rassati (2008). I valori di densità di PV sono stati calcolati considerando una superficie leggermente maggiore (450 ha) tale da includere completamente uno dei territori individuati che in entrambi gli anni era compreso solo in parte nell'area esaminata. Per l'individuazione dei limiti altitudinali si è fatto riferimento ai dati inediti raccolti dall'autore integrati, ove necessario, con uscite in zone considerate idonee allo scopo, utilizzando il metodo del *playback*.

Per il PRM il numero di territori è risultato variabile nei due anni di indagine con una densità media di 1,38 territori/100 ha (Tab. 1). Nel 2003 e nel 2004 il numero di territori di PV e di PRm non è variato determinando una densità media, rispettivamente, di 0,67 territori/100 ha e di 1,12 territori/100 ha (Tab. 1). Nel confronto con uno studio analogo effettuato in Val Tagliamento nel periodo 1994-2003 (Rassati, 2008) si notano alcune similitudini: la densità di PRM è risultata maggiore di quella di PV

Anno	PRM		PV		PRm	
	N	Densità	N	Densità	N	Densità
2003	7	1,61	3	0,67	2	1,12
2004	5	1,15	3	0,67	2	1,12
Media	6	1,38	3	0,67	2	1,12

Tab. 1. Numero di territori stimati (N) e densità (espressa in territori/100 ha) di Picchio rosso maggiore (PRM), Picchio verde (PV) e Picchio rosso minore (PRm) in due aree delle Alpi Carniche.

e variabile di circa 30% da un anno all'altro; in due anni vicini si è verificata la ripetizione dei valori di densità sia di PV che di PRm anche se nel corso del maggiore lasso di tempo dello studio di raffronto era stata notata una spiccata variabilità; pur esistendo zone con habitat scarsamente idoneo, meno frequentate, esemplari di PRM e di PV sono stati contattati in quasi tutta l'area indagata mentre il PRm è apparso limitato ad alcune zone. A differenza dello studio citato, in questo è stata verificata una maggiore variabilità nella disposizione dei territori di PRM da un anno all'altro a causa del diverso periodo temporale ma pure della densità più bassa nell'area della Val Degano che ha permesso una maggiore distribuzione dei territori. Le densità medie ricavate per il PRM e per il PV (Tab. 1) sono risultate decisamente più contenute rispetto a quelle ottenute in Val Tagliamento dove per il PRM erano stati stimati 2,39 territori/100 ha e per il PV 1,05 territori/100 ha (Rassati, 2008). I valori ottenuti con questo studio (Tab. 1) si trovano inoltre al di fuori del range ottenuto in Val Tagliamento (PRM 1,93-2,63; PV 0,70-1,23) soprattutto per il PRM. I motivi di ciò vanno ricercati nella maggiore idoneità dell'area indagata in Val Tagliamento grazie ad alcuni fattori come ad esempio il tipo di bosco o il clima meno rigido. La densità media ricavata per il PRm (Tab. 1) è risultata simile a quella ottenuta nel periodo 1994-2003 (1,31 territori/100 ha; Rassati, 2008) rientrando inoltre nel range di valori (0,77-2,31) a causa della maggiore somiglianza dell'area di confronto rispetto a quella delle altre due specie.

Il PRM è stato rinvenuto nidificante nelle formazioni subalpine fino a 1850 m s.l.m. e individui in attività trofica sono stati osservati nella fascia degli arbusti contorti fino a 2000 m s.l.m.. Il PV si è riprodotto in boschi a prevalenza di aghifoglie fino a quasi 1500 m s.l.m. (Rassati, 2005a; ined.). Il PRm si riproduce generalmente al di sotto di 800 m s.l.m. (Rassati, 2005) ma è stato osservato in boschi a prevalenza di latifoglie fino a 1200 m s.l.m.. A differenza del PRM e del PV che non sembra abbiano sostanzialmente modificato negli ultimi decenni i limiti altitudinali, il PRm è apparso in espansione verso quote più elevate. Quest'ultimo fatto, probabilmente dovuto anche all'aumento del numero delle coppie, è legato all'occupazione di nuove zone anche ad altitudini più contenute (Rassati, 2008). Nelle zone centro-occidentali dell'arco alpino le nidificazioni di PRM e di PV raggiungono quote più elevate (Bocca & Maffei, 1997; Niederfriniger et al., 1998; Bionda & Bordignon, 2006) sia per la

diversità dei tipi di ambienti presenti che per l'innalzamento dei limiti superiori della vegetazione che si verifica spostandosi dalle Alpi orientali verso occidente. Ciò in generale non si riscontra nel PRM, oltre che per la sua assenza in buona parte delle Alpi centro-occidentali, probabilmente anche perché il limite altitudinale è influenzato in misura minore da alcuni fattori ambientali (ad es. adeguata presenza arborea per il PRM, boschi non troppo densi in vicinanza di aree aperte site nei pressi di insediamenti umani per il PV (Rassati, 2005a)) in quanto in diverse zone sussistono habitat idonei al di sopra dei limiti altitudinali riscontrati.

Summary

Breeding density in two areas of the Carnic Alps and altitudinal limits in Friuli-Venezia Giulia (North-eastern Italy) of *Dendrocopos major*, *Picus viridis* and *Dendrocopos minor*

Mean density (territories/100 ha) was 1.38 for *D. major*, 0.67 for *P. viridis*, 1.12 for *D. minor*. In the breeding period the following altitudinal limits were verified: 2000 m a.s.l. (*D. major*), 1500 m a.s.l. (*P. viridis*), 1200 m a.s.l. (*D. minor*).

BIBLIOGRAFIA

- Bionda R. & Bordignon L. (eds.), 2006. Atlante degli uccelli nidificanti del Verbano Cusio Ossola. Quaderni di natura e paesaggio del Verbano Cusio Ossola, 6. Provincia del Verbano Cusio Ossola, Verbania.
- Bocca M. & Maffei G., 1997. Gli uccelli della Valle d'Aosta. Regione Autonoma Valle d'Aosta, Assessorato dell'Ambiente, Urbanistica e Trasporti, Direzione Ambiente, Aosta.
- Niederfriniger O., Schreiner P. & Unterholzner L., 1998. Atlante dell'Avifauna dell'Alto Adige. Tappeiner/Athesia, Bolzano.
- Rassati G., 2005. Distribuzione del picchio rosso minore *Dendrocopos minor* in Friuli-Venezia Giulia. *Avocetta*, 29: 202.
- Rassati G., 2005a. Limiti altitudinali del Torcicollo *Jynx torquilla* e del Picchio verde *Picus viridis* in Carnia, Canal del Ferro e Valcanale (Alpi Orientali, Friuli-Venezia Giulia). *Picus*, 60: 129-131.
- Rassati G., 2008. Responsiveness to acoustic stimulations and density of Great Spotted Woodpecker *Dendrocopos major*, of Green Woodpecker *Picus viridis* and of Lesser Spotted Woodpecker *Dendrocopos minor* in a sample area of Carnia (Carnic Alps, Friuli-Venezia Giulia, North-eastern Italy) (Years 1993-2003). *U.D.I.*, XXXIII: 33-51.

GHP E IGFBP IN DIVERSE SPECIE AVIARIE SELVATICHE

BENEDICTE RENAVILLE⁽¹⁾, GABRIELLA DE SANTIS⁽¹⁾, ANTONELLA COMIN⁽¹⁾,
SARA GISELLA OMODEO⁽¹⁾, STEFANO PESARO⁽²⁾, MICHELE BENFATTO⁽¹⁾
& ALBERTO PRANDI⁽¹⁾

⁽¹⁾ Sezione di Fisiologia Veterinaria e Nutrizione, Università degli Studi di Udine – Via Sondrio, 2/B
33100 Udine (alberto.prandi@uniud.it)

⁽²⁾ Dipartimento di Scienze Veterinarie Università degli Studi di Camerino

L'asse somatotropo, che comprende l'ormone della crescita (GH) e l'IGF, controlla il metabolismo energetico. Numerose specie appartenenti all'avifauna selvatica attuano dei movimenti migratori e degli erratismi sul territorio sia nel periodo connesso allo svernamento che in quello precedente la nidificazione. Tali migrazioni implicano una mobilitazione delle riserve energetiche. Lo scopo di questa ricerca è di identificare le proteine di trasporto del GH e dell'IGF (GHPs e IGFBPs). Gli animali presi in esame (un individuo per specie) appartengono sia a specie alloctone che autoctone per l'Europa. Essi provengono quindi da allevamenti o da Centri per il recupero della fauna selvatica. Le specie testate sono state *Dendrocygna fulva* (*Dendrocygna bicolor*), l'Anatra delle Filippine (*Anas luzonica*), il Fischione (*Anas penelope*), il Cigno reale (*Cygnus olor*), il Gufo comune (*Asio otus*), il Piccione selvatico (*Columba livia*), il Gheppio (*Falco tinnunculus*) e lo Storno (*Sturnus vulga-*

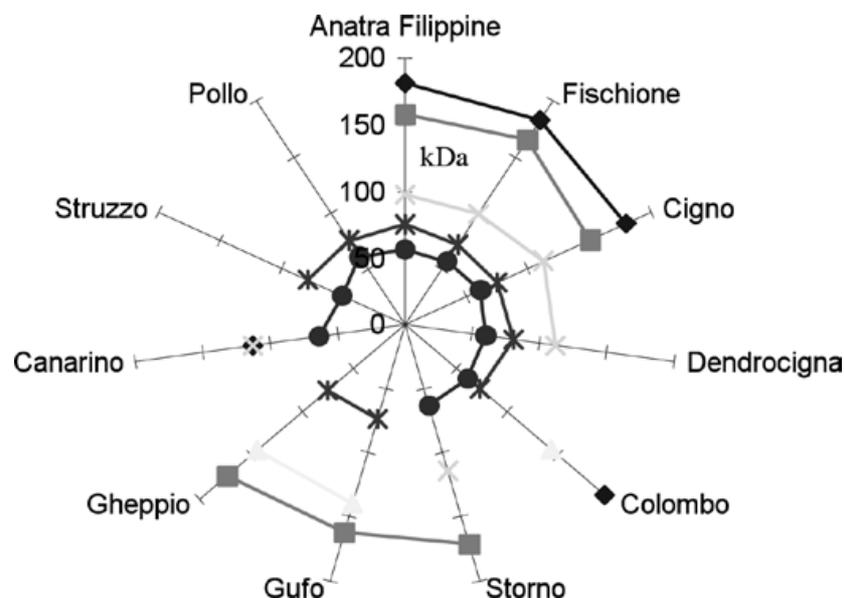


Fig. 1. Caratterizzazione delle GHP nelle diverse specie studiate. Ogni punto rappresenta la presenza di una GHP di peso molecolare riportato in scala. Le GHP di peso molecolare simile sono unite da segmenti.

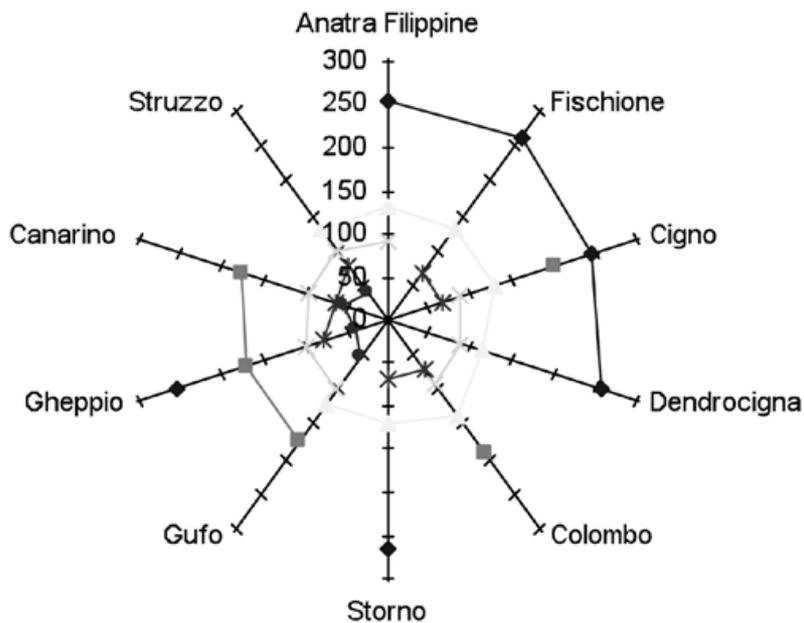


Fig. 2. Caratterizzazione delle IGFBP nelle diverse specie studiate. Ogni punto rappresenta la presenza di una GHBP di peso molecolare riportato in scala. Le IGFBP di peso molecolare simile sono unite da segmenti.

ris). Le GHBP e IGFBP plasmatiche sono state identificate tramite dosaggio *Western Ligand Blot* (Vasilatos-Younken et al., 1991). Da questo studio si evidenzia che ogni specie presenta un profilo di proteine di trasporto specifico (Fig. 1 e 2). Le quattro specie della famiglia degli *Anatidae* caratterizzate da una alimentazione prevalentemente vegetale, presentano due GHBP di peso molecolare ~150kb e ~180 kb mentre le due specie di rapaci (Gufo comune e Gheppio) caratterizzate da una alimentazione formata da piccoli animali, hanno due GHBP di peso molecolare ~140 kb e ~170 kb. Similmente, gli *Anatidae* condividono una IGFBP di peso molecolare ~250 kb ed il Gufo comune e il Gheppio una di ~170kb. In conclusione, questo studio riporta per la prima volta il dosaggio delle proteine di trasporto del GH e IGF in specie aviarie selvatiche. L'indagine, benché preliminare, ha permesso di evidenziare differenze e similitudini tra le specie prese in esame.

Ringraziamenti. Gli autori ringraziano il laboratorio di Biologia Animale, Faculté des Sciences agronomiques de Gembloux (Belgio) per aver svolto le analisi

Summary

GHBPs and IGFBPs in various wild bird species

The Somatotropic axis, which involves the growth hormone (GH) and IGF, controls the energy metabolism. Various wild bird species present migratory movements and drifts during the period of wintering and nesting. These migrations implicate a mobilization of energy reserves. The aim of this research was to identify the transport

proteins of GH and IGF (GHBP and IGFBP). Animals studied, that came either from farms or rehabilitation center for wildlife, belong to following species: Fulvous whistling-duck *Dendrocygna bicolor*, Philippine Duck *Anas luzonica*, Wigeon *Anas penelope*, Mute swan *Cygnus olor*, Long-eared owl *Asio otus*, Rock dove *Columba livia*, Kestrel *Falco tinnunculus* and Starling *Sturnus vulgaris*. The plasmatic GHBP and IGFBP were identified by Western Ligand Blot (Vasilatos-Younken et al., 1991). This study demonstrates that each specie has a specific transport protein profile. The four species of the *Anatidae* family, characterized by a mainly vegetarian diet, presents two GHBPs of molecular weight ~150kb and ~180 kb. While the two species of birds of prey (Long-eared owl and Kestrel), characterized by a carnivorous diet, had 2 GHBP of molecular weights ~140 kb and ~170 kb. Similarly, the *Anatidae* present an IGFBP of PM ~250 kb and the Long-eared owl and Kestrel one of ~170kb. In conclusion, this study reports for the first time the dosage of the GH and IGF transport proteins in wild bird species. The study, although preliminary, allows the identification of differences and similarity between the investigated species.

BIBLIOGRAFIA

- Vasilatos-Younken R, Andersen BJ, Rosebrough RW, McMurtry JP, Bacon WL. (1991). Identification of circulating growth hormone-binding proteins in domestic poultry: an initial characterization. J. Endocrinol. 130: 115-122.

L'ICNOLOGIA COME INDICATRICE FAUNISTICA? L'ESEMPIO DEGLI UCCELLI DI CAPOCOTTA (OSTIA - RM)

FRANCESCA DANIELA RUIU

*Sezione di Paleontologia del Quaternario ed Archeozoologia, Museo Nazionale Preistorico
Etnografico "L. Pigorini" – P.le G. Marconi, 14 – 00144 Roma (francescadanielaruiu@yahoo.it)*

La ricerca, svolta nell'anno 2003-04 nella zona di Capocotta (Riserva Naturale Statale "Litorale Romano"), si pone come obiettivo di testare l'affidabilità dell'icnologia come indicatrice zoologica (Ruiu, 2004). Attraverso il confronto tra le impronte di uccelli rilevate nell'area e il censimento condotto nella Tenuta di Castelporziano (Fanfani et al., 2001), si è cercato di valutare quanto le impronte siano rappresentative dell'avifauna individuata nel sito. Dallo studio sulla ricchezza e la biodiversità delle comunità di uccelli emerge che, nella fascia di duna e di macchia mediterranea nella vicina area di Castelporziano e nelle stagioni qui considerate, nidificano 20 specie di uccelli appartenenti a 13 famiglie (Tab. 1A). La raccolta dati si è svolta nel periodo compreso tra settembre 2003 e marzo 2004, con la realizzazione di diversi calchi in gesso.

Le difficoltà incontrate nello studio delle impronte degli uccelli sono dovute essenzialmente alla morfologia poco variabile delle loro zampe, per questo motivo risalire alla specie del *trackmaker* spesso è risultato impossibile: su 13 famiglie considerate 7 presentano infatti forti analogie "icnologiche" (Tab. 1B). Gli uccelli oltre a presentare poca variabilità nella morfologia della singola impronta, mostrano anche delle piste "monotone", dovute essenzialmente al bipedismo. A rendere ardua l'identificazione ha contribuito anche il particolare tipo di substrato incoerente e particolarmente cedevole.

L'analisi icnologica delle tracce ha permesso il riconoscimento di 5 tipi morfologici: impronte tetradattili di medie dimensioni, impronte tridattili di grandi dimensioni con palmatura, impronte tridattili di dimensioni minute e impronte tetradattili di piccole dimensioni disposte in linea (andatura al passo) e "appaiate" (andatura a balzi). Queste caratteristiche morfologiche insieme ad altri indici rilevabili dall'analisi delle impronte (lunghezza delle singole dita, ampiezza dell'angolo tra esse compreso, traccia delle unghie e simmetria/asimmetria delle singole impronte) hanno consentito in due casi di risalire al livello di Famiglia di appartenenza del *trackmaker* (Corvidae, probabile *Corvus corone cornix* e Laridae, probabile *Larus argentatus*), in una alla Sottofamiglia (Charadriinae, probabile *Charadrius alexandrinus*), nei restanti due casi solo all'Ordine (piccolo passeriforme camminatore, *Motacilla alba?* e piccolo passeriforme saltatore, *Erithacus rubecula?*). Da un punto di vista esclusivamente quantitativo, va segnalata la scarsità di impronte di specie tipiche dell'ambiente marino: i gabbiani sembrano infatti quasi assenti nella zona di Capocotta,

A - Castelporziano, species of bird communities
 Habitat: Maquis (M); Pine forest (P); Oak forest (Q); Grassland (A);
 Agricultural areas (C); Lakes (L); Coastal dunes (D).

B - Morfologia semplificata della zampa

Species	Status	Habitat		4 dita		3 dita	
		Autumn	Winter	3 avanti	2 avanti	avanti	palmate
<i>Charadrius dubius</i>	MB		D			X	
<i>Charadrius alexandrinus</i>	MB		D			X	
<i>Larus argentatus</i>	SMW	D	D				X
<i>Columba palumbus</i>	MW	MPQACL	MPQACL	X			
<i>Dendrocops major</i>	SB	MPQA	MPQACL		X		
<i>Dendrocops minor</i>	SB		MPQACL		X		
<i>Motacilla alba</i>	SB	CLD	MACD	X			
<i>Troglodytes troglodytes</i>	SBMW	PC	MPCL	X			
<i>Erithacus rubecula</i>	SBMW	MPQACL	MPQACLD	X			
<i>Turdus merula</i>	SB	MPQACL	MPQCL	X			
<i>Sylvia melanocephala</i>	SB	L	MP	X			
<i>Sylvia communis</i>	M		M	X			
<i>Sylvia atricapilla</i>	SMB	MPC	PQL	X			
<i>Phylloscopus collybita</i>	SMB	MP	PL	X			
<i>Regulus ignicapillus</i>	MB	MPQ		X			
<i>Parus caeruleus</i>	SB	MPQC	MPQA	X			
<i>Parus major</i>	SB	MPQC	MPQA	X			
<i>Carduelis carduelis</i>	SBM	MPC	C	X			
<i>Garrulus glandarius</i>	SB	PQACL	MPQL	X			
<i>Corvus corone cornix</i>	SB	MPACDL	PACDL	X			

Tab. 1. **A:** da Fanfani et alii, 2001. **B:** Rielaborazione dati.

sebbene una nutrita colonia sia segnalata nella vicina tenuta di Castelporziano. A tale proposito il rapporto non passeriformi/passeriformi, in considerazione dei tipi morfologici delle impronte individuate, è di 0.6 a fronte di valori piuttosto alti di tale rapporto rilevati nella Tenuta di Castelporziano. A tale proposito, si vuole porre l'attenzione su un altro dato evidenziato dall'analisi delle impronte: il rapporto *non passeriformi/passeriformi* in considerazione dei tipi morfologici individuati è di 0.6 a fronte di valori piuttosto alti di tale rapporto rilevati nella vicina Tenuta di Castelporziano. Ciò sembra confermare la fragilità dell'icnologia come indicatrice faunistica, anche se questa "anomalia" potrebbe essere spiegata con una maggiore antropizzazione dell'ambiente di Capocotta, rispetto a quello di Castelporziano, con relative conseguenze sulla fauna selvatica.

Per concludere si può affermare che attraverso l'analisi icnologica delle tracce di uccelli sulla sabbia, difficilmente si può arrivare a definire la specie del *trackmarker*, a meno che non si faccia un'osservazione diretta. Specie dall'aspetto diverso pre-

sentano infatti una morfologia della zampa e quindi dell'impronta quasi identica. Le informazioni relative alle specie presenti nell'area di studio, dall'anatomia della zampa alla loro biologia, si sono dimostrate indispensabili per restringere il campo di osservazione e operare quelle esclusioni che hanno permesso l'attribuzione taxon.

Ringraziamenti. Al Dott. Antonio Tagliacozzo (Direttore della Sezione di Paleontologia del Quaternario ed Archeozoologia, Museo Nazionale Preistorico Etnografico "L. Pigorini", Roma) per i consigli e le critiche sempre costruttive, al Prof. Umberto Nicosia (Università degli Studi di Roma "La Sapienza") per avermi sostenuto in questa ricerca.

Summary

Ichnology as a faunistic indicator? The example of bird in Capocotta (Ostia, Rm)

The present research, that was developed in 2003-04 within the natural reserve of Capocotta (Riserva Naturale Statale "Litorale Romano"), aims to test the suitability of ichnology as a zoological indicator. Analyzing the morphology of bird tracks as well as their distribution in sandy coastal environment, we've tried to identify the species of trackmakers. In order to test their reliability, results have then been compared with census data of the bird fauna of areas surrounding Capocotta.

BIBLIOGRAFIA

- Fanfani A. et al., 2001. The management of natural reserves: a contribution of the study of bird communities. Vol. 1 - Il sistema ambientale della tenuta presidenziale di Castelporziano. Ricerca sulla complessità di un ecosistema forestale costiero mediterraneo. Accademia nazionale delle scienze detta dei quaranta "scritti e documenti" XXVI, Roma.
- Ruiu F.D., 2004. Valutazione del grado di rappresentatività di icnofaune in uno studio attualistico, Tesi di Laurea, Facoltà di Scienze Naturali, Università degli Studi di Roma "La Sapienza", inedito.

LA MIGRAZIONE POST-RIPRODUTTIVA DEI RAPACI DIURNI NEL PARCO FLUVIALE REGIONALE DELLO STIRONE

MASSIMO SALVARANI⁽¹⁾ & SERGIO TRALONGO⁽²⁾

⁽¹⁾ Via Rivalta, 11 - 43037 Lesignano de'Bagni (PR) (massimo.salvarani@libero.it)

⁽²⁾ Consorzio del Parco fluviale regionale dello Stirone – Via Loschi, 5
43039 Salsomaggiore Terme, PR (direzione@parcostirone.it)

Nell'ambito del progetto "Ricerche naturalistiche finalizzate al monitoraggio di specie ed habitat d'interesse conservazionistico" il Parco Fluviale Regionale dello Stirone (Emilia-Romagna) ha avviato un progetto di monitoraggio delle popolazioni di Falconiformi (nidificazione, migrazione pre- e post-riproduttiva). Di seguito vengono presentati i dati del monitoraggio della migrazione post-riproduttiva fornendo un primo inquadramento generale delle modalità di transito dei rapaci diurni nell'area protetta con particolare riguardo alla fenologia, alle direzioni prevalenti e all'uso del territorio durante il transito migratorio. I dati raccolti contribuiranno a fornire la necessaria base di conoscenze per la valutazione d'incidenza dei piani e dei progetti che interesseranno il SIC "Torrente Stirone" (IT4020003).

Il Parco Fluviale Regionale dello Stirone, area protetta della Regione Emilia-Romagna, ricade tra le province di Parma e Piacenza, ad un'altitudine compresa tra i 473.7 m s.l.m. del M. S. Stefano a SW e i 75.0 m s.l.m. al confine NE presso Fidenza (44°49'N, 09°57'E). Il sito utilizzato per le osservazioni (località Pietra Nera), collocato nel settore meridionale del Parco, consente, per la sua posizione elevata, un'agevole osservazione dell'avifauna.

Dal punto d'osservazione sono state effettuate 19 giornate di rilievi, di cui 10 nel 2007 e 9 nel 2008, distribuite nel periodo 17 agosto - 15 ottobre, ciascuna della durata di 4 ore a partire da 2 ore dopo l'alba.

Sui soggetti osservati sono state rilevate note comportamentali per definirne lo status fenologico (migratore, nidificante, indeterminato). Per ogni specie sono state analizzate le direzioni di svanimento degli individui con status fenologico migratore e indeterminato.

Sono state effettuate 839 osservazioni, di cui 345 sono state attribuite ad esemplari in migrazione appartenenti a 12 specie (Tab. 1), mentre le rimanenti ad esemplari con status indeterminato o nidificanti e residenti. È stata rilevata una nuova specie per il Parco, *Aquila pennata*, osservata in entrambi gli anni, sebbene maggiormente il primo anno. Tra i migratori più significativi *Circaetus gallicus* è risultato la terza specie più segnalata (Tab. 1) con picchi di osservazione rilevati il 22/08/2007 e il 26/08/2008, in anticipo di circa un mese rispetto quanto segnalato sulle Alpi Apuane (Agostini et al., 2002).

Pernis apivorus è risultata la specie più contattata con picchi d'osservazione rileva-

Specie	2007	2008	Totale
<i>Pernis apivorus</i>	49	15	64
<i>Buteo buteo</i>	22	34	56
<i>Circaetus gallicus</i>	35	7	42
<i>Falco subbuteo</i>	17	19	36
<i>Falco tinnunculus</i>	17	6	23
<i>Accipiter nisus</i>	16	3	19
<i>Circus aeruginosus</i>	6	10	16
<i>Aquila pennata</i>	11	2	13
<i>Falco naumanni</i>	7	3	10
<i>Accipiter gentilis</i>	5	3	8
<i>Falco peregrinus</i>	5	2	7
<i>Falco vespertinus</i>	4	-	4
Rapaci non identificati	27	20	47
Totale	221	124	345

Tab. 1. Specie osservate con status fenologico di migratore.

ti il 17/08/2007 e il 20/08/2008 e direzione di svanimento prevalente orientata verso SW. L'indice orario di migrazione nel 2007 era pari a 5,2 indd./ora, mentre nel 2008 a 3,5 indd./ora (media 4,4 indd./ora), superiore ai 0.5 indd./ora rilevati al Passo della Cappelletta sul crinale dell'Appennino parmense (Premuda et al., 2006).

I risultati conseguiti evidenziano un discreto transito di Falconiformi in migrazione sulla valle dello Stirone tra i quali è risultato particolarmente intenso il passaggio di *C. gallicus*. La linea di migrazione principale è diretta verso SW, come rilevato anche da Premuda (2006), mentre *C. gallicus*, in accordo con la migrazione a circuito inverso nota per la specie, mostra una linea preferenziale di migrazione nettamente verso NE. In entrambi i casi la direzione prevalente di migrazione risulta orientata secondo l'asse del torrente Stirone e dei rilievi collinari, come evidenziato anche in Ravasini et al. (2004). Per alcune specie, in particolare per *F. tinnunculus*, si ipotizza una linea di migrazione verso W, utilizzata anche da specie di altri gruppi (*Ardea cinerea*, *Larus fuscus*). Per *Aquila pennata* e *Falco naumanni* sono state individuate aree di *stopover* nei pressi di zone calanchifere.

Ringraziamenti. Si desiderano ringraziare i rilevatori Maurizio Finozzi, Davide Malavasi, Laura Minari, il Personale del Parco, Simona Alberoni, Mauro Allegri, Alessandra Gaibazzi, e i volontari, Simona Borruso, Martina Bruschi, Sara Di Bello, Angelo Rossi, Cinzia Rossi, Alberto Tomeo, Enrico Turillazzi che hanno attivamente partecipato alla realizzazione del progetto. Si ringrazia Maria Elena Ferrari per il supporto nell'analisi dei dati e Davide Malavasi e Francesco Trapani per la revisione del testo.

Summary

Autumn migration of *Falconiformes* through the “Natural Park of Stirone River” - Northern Italy

The monitoring of postnuptial migration of raptors was carried out during 2007 and 2008 years. This study aimed to identify the migration phenology, the prevailing migration direction and the habitat use of the species during postnuptial migration. Counts were carried out from a defined site (locality Pietra Nera, Parma, Italy). The observations were made for four hours, starting from two hours after sunrise. Ten monitoring days were made in 2007 and nine days in 2008. With a mean migration index of 4,4 indd./hour, 345 migrating raptors of 12 species were observed. *Aquila pennata* was a new species for the study area. Prevailing migration direction of raptors was SW, but for *Circaetus gallicus* was NE, according to its known reversed direction of migration. We assume also a migration direction to W for *Falco tinnunculus*.

BIBLIOGRAFIA

- Agostini N., Baghino L., Panuccio M. & Premuda G., 2002. A conservative strategy in migrating Short-toed Eagle *Circaetus gallicus*. *Ardeola* 49(2), 287-291.
- Premuda G., Bonora M., Leoni G., Roscelli F., 2006. Note sulla migrazione dei rapaci attraverso l'Appennino Settentrionale. *Picus*, 32 (62): 109-112, 2006.
- Ravasini M., Barani A. e Vicini G., 2004. Le migrazioni nella Provincia di Parma – Manuali tecnici del Servizio Risorse Naturali. Provincia di Parma.

BIOLOGIA RIPRODUTTIVA E DENSITÀ DELLA BALIA DAL COLLARE *Ficedula albicollis* NEL SIC BOSCO VALLONINA (RI, LAZIO, ITALIA CENTRALE)

STEFANO SARROCCO⁽¹⁾, ALBERTO SORACE⁽²⁾, ENRICO CALVARIO^(2,4)
& GIANCARLO CAMMERINI⁽³⁾

⁽¹⁾ Agenzia Regionale Parchi – Via del Pescaccio, 96 – 00166 Roma (sarrocco.arp@parchilazio.it)

⁽²⁾ S.R.O.P.U. – Via Britannia, 36 – 00183 Roma

⁽³⁾ SCAT Soc. Coop. – Via del Duomo, 3 – 02100 Rieti

⁽⁴⁾ Lynx Natura e Ambiente s.r.l. – Via Britannia, 36 – 00183 Roma

La Balia dal collare *Ficedula albicollis* è una specie a corologia europea che occupa le medie latitudini del Palearctico occidentale; popolazioni isolate sono presenti su alcune isole svedesi e lungo la penisola italiana. La specie ha una forte valenza conservazionistica in quanto è inserita nell'allegato I Dir. Uccelli 79/409/CEE. Nel corso dell'autunno 2008 in una faggeta dell'Appennino centrale situata all'interno del Sito di Importanza Comunitaria "Bosco Vallonina" sono stati installati dei nidi artificiali con l'obiettivo di rendere disponibili delle cavità artificiali in particelle forestali da sottoporre a tagli di utilizzo, quale misura di conservazione attiva prevista nel Piano di Gestione del sito, realizzato dal Comune di Leonessa, con finanziamento della Regione Lazio – Assessorato Ambiente. Il presente studio riporta i dati preliminari ottenuti nell'ambito della valutazione dell'intervento, effettuata nel primo anno, su un campione dei nidi artificiali installati.

Il Sito di Importanza Comunitaria (SIC) "Bosco di Vallonina" (cod. IT6020009), si estende su 980,0 ha nel comune di Leonessa, in Provincia di Rieti, ad un'altezza media di 1471 metri s.l.m.. Il sito è localizzato geograficamente nel gruppo dei Monti Reatini (Appennino centrale), al confine tra il Lazio e l'Umbria ed è incluso nella Zona di Protezione Speciale "Monti Reatini" - IT6020005. È stato individuato principalmente per la presenza dell'habitat prioritario "Faggete degli Appennini con *Taxus* e *Ilex*" (cod.9210*). Nell'area di studio i boschi di faggio (*Fagus sylvatica*) rappresentano la formazione vegetazionale più frequente, ricoprendo quasi ininterrottamente i versanti tra i 1000 e i 1900 metri circa.

Nel corso del mese di novembre 2008, tra le quote di 1.100 e 1.600 m s.l.m., sono stati installati 300 nidi di due tipi: uno in cemento e argilla espansa con diametro interno di 180 mm, altezza 270 mm e foro di entrata di 32 mm, l'altro di dimensione circa analoghe, ma in legno di abete. Mediamente sono state installate 1-2 cassette nido per ettaro, ad una altezza di circa 3-5 metri dal suolo. Nella stagione riproduttiva 2009, è stato controllato un campione di 57 nidi in legno e di 15 in cemento ed argilla espansa. Il controllo si è svolto dalla seconda metà di aprile alla fine di giugno, registrando i seguenti parametri: % di occupazione delle cassette nido (considerando

Nidi Controllati	Occupati	Data deposizione 1° uovo (gg dal 01-05)	Dimensione covata	N° pulli alla schiusa	N° giovani all'involto	N° nidi predati	Tasso di schiusa	Dimensioni uova (n=4) (lung. mm)	Dimensioni uova (n=4) (largh. mm)
72	9 12,5%	13,3 ± 1,21	5,9 ± 0,35	5,6 ± 0,52	4,6 ± 2,00	1 11,1%	0,88 88,2	17,98 ± 0,31	13,54 ± 0,34

Tab. 1. Parametri riproduttivi della Balia dal collare ottenuti nel presente studio. Il tasso di schiusa è stato calcolato considerando anche le 4 uova non schiuse presenti nel nido abbandonato.

quelle in cui è stato deposto almeno un uovo); dimensione della covata e delle uova; numero di pulli alla schiusa e di giovani all'involto; numero di pulli alla schiusa / numero di uova deposte. Per verificare l'influenza della presenza di nidi artificiali sulla densità della popolazione nidificante sono stati effettuati sette transetti mediante il *line transect method* (Jarvinen e Vaisanen, 1975, 1976), lunghi in media 539,3 m, tre dei quali situati all'interno delle aree con nidi artificiali e quattro all'esterno, in aree di controllo. Per il calcolo delle densità della Balia dal collare si rimanda a quanto già riportato in un precedente studio sulla specie (Sarrocco e Calvario, 2004). La specie ha occupato il 12,5% (n = 9) dei nidi artificiali controllati. Una delle nove covate è stata abbandonata precocemente, mentre le altre otto erano costituite da un numero medio di 5,9 uova (DS± 0,4); alla schiusa hanno prodotto in media 5,6 pulli (DS± 0,5), con una media di 4,6 giovani all'involto (DS± 2,0) (Tab. 1). Le covate costituite da 6 uova sono state l'87,5% (n = 7), una soltanto conteneva 5 uova (12,5%). I risultati dei campionamenti svolti lungo i diversi sentieri percorsi hanno permesso di rilevare 23 specie, con una media di 13,0 (DS± 2,0) specie per transetto. All'interno della comunità ornitica la Balia dal collare è risultata sempre tra le specie dominanti (f=> 0,05) e tra quelle più abbondanti (2,96-6,58 coppie/1000m). I valori di densità rilevati nel sito, nelle aree con nidi artificiali, è in media di 1,35 cp/ha (DS±1,20; n=3), mentre nelle aree di controllo la media è di 0,70 cp/ha; (DS±0,33; n=4); complessivamente il valore di densità della specie è di 0,48 cp/ha (non corretto: 0,37 cp/ha).

I valori di dimensione della covata sono analoghi a quelli ottenuti in altri Paesi europei (cfr. Cramp & Perrins 1993) e leggermente superiori rispetto a quelli registrati in Abruzzo e Lombardia (Bricchetti e Fracasso, 2008); questo parametro può comunque variare tra gli anni, dipendendo almeno in parte, da condizioni ambientali contingenti (Mitrus, 2003). Il tasso di schiusa, inoltre, risulta tra i più elevati tra quelli noti.

Per quanto riguarda la densità della specie, questa risulta in genere inferiore nei siti appenninici (0,05-0,28 cp/ha; cfr. Sarrocco e Calvario, 2004) rispetto ad altre aree centro e nord europee (0,02-9,3 cp/ha; cfr. Cramp e Perrins, 1993 e Hagemeyer e Blair, 1997). Pur essendo in chiaro accordo con questa tendenza, il dato complessivo ottenuto nel presente studio è comunque il più elevato registrato in Italia.

Le aree con nidi artificiali evidenziano densità più elevate che le aree di controllo,

anche se questa differenza non risulta statisticamente significativa (Mann-Whitney U Test = 5,0; p=0,72).

Nell'area di studio, nel 1985 erano state trovate 0,15 cp/ha e nel 1998 0,07 cp/ha (cfr. Boano et al., 1995; Sarrocco e Calvario, 2004); è evidente quindi una tendenza all'aumento dei valori di densità della specie nel sito anche utilizzando il valore di densità non corretto (0,37 cp/ha).

Summary

Breeding biology and density of *Ficedula albicollis* in the SIC 'Bosco Vallonina' (Latium, Central Italy)

Mean clutch size (5.9 ± 0.4), mean number of fledging young (4.6 ± 2.0) and hatching success (88,2%) were inside the range of known values for the species. Breeding density (0,48 cp/ha) was lower than in other European areas, but slightly higher than in other Apennine populations.

BIBLIOGRAFIA

- Boano A., Brunelli M., Bulgarini F., Montemaggiori A., Sarrocco S. & Visentin M. (a cura di), 1995. Atlante degli Uccelli nidificanti nel Lazio. Alula (1-2), volume speciale, pp. 224.
- Bricchetti P. & Fracasso G., 2008. Ornitologia italiana. Vol. 5 - Turdidae-Cisticolidae. Alberto Perdisa Editore, Bologna.
- Cichon´ M., Sendecka J. & Gustafsson L., 2005. Male-biased sex ratio among unhatched eggs in great tit *Parus major*, blue tit *P. caeruleus*, collared flycatcher *Ficedula albicollis*. *J Avian Biol* 36: 386-390.
- Jarvinen O. & Vaisanen R.A., 1975. Estimating relative densities of breeding birds by the line transect method. *Oikos*, 26: 316-322.
- Jarvinen O. & Vaisanen R.A., 1976. Finnish Line Transect Censuses. *Ornis Fennica*, 53: 115-118.
- Cramp S. & Perrins C.M. (Eds.), 1993. The Birds of the Western Palearctic. Vol.VII. Oxford University Press, Oxford.
- Hagemeyer E.J.M. & M.J. Blair (Eds.), 1997. The EBCC Atlas of European Breeding Birds: Their Distribution and Abundance. T & A D Poyser, London.
- Mitrus C., 2003. A comparison of the breeding ecology of Collared Flycatchers nesting in boxes and natural cavities. *J. Field Ornithol.* 74(3): 293-299.
- Sarrocco S. & Calvario E., 2004. Densità e consistenza numerica della Balia dal collare *Ficedula albicollis* nel pSIC "Bosco Vallonina" (RI) (Monti Reatini, Lazio). *Alula XI* (1-2): 113-118.
- Wilk T., Dubiec A., Cichoń M., 2007. Seasonal decline in cell-mediated immunity of collared flycatcher *Ficedula albicollis* nestlings: does the sex of offspring matter? *J Ornithol* 148: 199-205.

IL PICCHIO ROSSO MINORE *Dendrocopos minor* NELLA RISERVA NATURALE REGIONALE LAGO DI VICO (LAZIO): DUE METODI A CONFRONTO PER CENSIRE UNA SPECIE ELUSIVA

FABIO SCARFÒ⁽¹⁾, GIUSEPPE FILIPPI⁽²⁾ & DANIELE NAVARRA⁽³⁾

⁽¹⁾R.N. Lago di Vico – Via Regina Margherita, 2 – 01032 Caprarola (VT) (naturalista@riservavico.it)

⁽²⁾DECOS, Università della Tuscia – Largo dell'Università s.n.c. – 01100 Viterbo (g.filippi@unitus.it)

⁽³⁾Via Valle Denari, 31 – 00060 Magliano Romano (RM) (daniele_navarra@tiscali.it)

Il Picchio rosso minore *Dendrocopos minor* è definito “vulnerabile” nella Lista Rossa nazionale (LIPU & WWF a cura di Calvario et al., 1999) e “raro” nella Lista Rossa degli uccelli del Lazio (Boano et al., 1995). È il meno abbondante ed il più esigente ecologicamente dei picidi nidificanti nella Riserva Naturale Regionale Lago di Vico (Fabrizi, 2006; Sarrocco & Sorace, 1997). Le abitudini elusive della specie ne rendono difficile il rilevamento, con le comuni tecniche di censimento basate sull’osservazione e sull’ascolto delle emissioni spontanee (Tinarelli et al., 2002). Dal 2006 la Riserva Regionale Lago di Vico, ha in corso un monitoraggio dell’avifauna nidificante con l’applicazione dell’Indice Puntuale d’Abbondanza, I.P.A. (Blondel et al., 1970). Nel 2008 si è approfondita l’indagine sulla presenza del Picchio rosso minore con il *play-back*. I dati raccolti permettono di effettuare un confronto preliminare tra la tecnica dei punti d’ascolto delle emissioni spontanee e il metodo di stimolazione della specie tramite *play-back*.

La Riserva Naturale Lago di Vico (VT) si estende nella caldera vicana per circa 4.100 ha; circa un terzo dell’area è occupata dal lago, un terzo da coltivazioni di nocciolo ed un terzo da boschi di alto fusto (faggete e cerrete). Lo studio è stato effettuato in Loc. Montagna Vecchia in una fustaia matura a prevalenza di cerro *Quercus cerris*, ascrivibile all’associazione *Coronillo emeri-Quercetum cerris* (Scoppola, 1992), estesa per circa 300 ha (600-850 m), con pendenza media del 50% ed esposizione da SW a S. Sono state effettuate 21 stazioni, posizionate su una strada forestale chiusa al transito veicolare e distanziate di 300 m, utilizzate sia per i punti d’”ascolto passivi” sia per il *play-back*.

Per quanto riguarda l’IPA, ogni stazione d’ascolto è stata visitata due volte nel corso della stagione riproduttiva 2008 (17-19 marzo e 27-28 maggio), per la durata di 10 minuti (Blondel et al., 1970, Bibby et al., 1992). Per la successiva elaborazione è stato ritenuto valido il valore più alto registrato fra le due visite (cfr. Barbieri et al., 1975). Per quanto riguarda l’indagine con il *Play-back*, ogni punto è stato visitato una volta (7-8 maggio 2008). Il protocollo ha previsto due minuti di ascolto passivo iniziale, poi un’emissione di versi e tambureggiamento di due minuti seguita da un ascolto della stessa durata. La stimolazione acustica è stata ripetuta tre volte. Per evitare l’interferenza tra due stazioni di *play-back* e ottenere una distanza tra le emissio-

ni di circa 600 m (cfr. Biasioli et al., 2005), sono stati visitati in giorni alterni i punti con numerazione pari e quelli dispari. Tutte le visite sono state effettuate entro le prime tre ore dall'alba, con cielo sereno e vento inferiore a 5 nodi.

La specie è stata rilevata nel 33% dei punti d'ascolto con l'uso del *play-back*, contro il 5% dei punti d'ascolto ad emissione spontanea. Lo studio, sebbene nei limiti di un campionamento di soli 21 punti d'ascolto, indica che il *play-back* permette di rilevare con maggiore efficacia il Picchio rosso minore ($t_{[40]}=2,250$, $p<0,05$). Si può ipotizzare che la diffusione e l'abbondanza della specie possano essere sottostimate con l'impiego dei comuni metodi di censimento, che prevedono solamente l'osservazione e l'ascolto. I "falsi negativi" di presenza di una specie di interesse conservazionistico possono avere ripercussioni negative nella gestione di un'area protetta. Si stanno programmando ulteriori indagini su questa interessante specie, mirate ad individuare il periodo in cui si ha la massima risposta al *play-back*, poiché osservazioni preliminari sembrano indicare che il metodo non abbia la stessa efficacia durante l'intera stagione riproduttiva.

Ringraziamenti. Si ringraziano Emanuela Fabrizi, Gianni Marangoni, Angelo Meschini, Alessandro Quatrini.

Summary

Lesser Spotted Woodpecker *Dendrocopos minor* in Lake Vico Natural Reserve (Central Italy): comparing two counting methods

BIBLIOGRAFIA

- Barbieri F., Fasola M., Pazzuconi A. & Prigioni C., 1975. I censimenti delle popolazioni di uccelli in ambienti boschivi. Riv. Ital. Orn., 45: 1-27.
- Biasioli M., Fumagalli P., Sotti F., Baldo S., Bardini C. & Fusi P., 2005. Indagine preliminare finalizzata all'individuazione di un efficace metodo di censimento del Succiacapre *Caprimulgus europaeus* mediante *play-back*. Avocetta 29: 138.
- Bibby C. J., Burgess N. D. & Hill D. A., 1992. Bird census techniques. Academic press, Londra.
- Blondel J., Ferry C. & Frochet B., 1970. La méthode des Indices Ponctuels d'Abondance (I.P.A.) ou des relevés d'avifaune par «Stations d'Ecoute». Alauda, 38: 55-71.
- Boano A., Brunelli M., Bulgarini F., Montemaggiori A., Sarrocco S., Visentin M. (eds.), 1995. Atlante degli uccelli nidificanti nel Lazio. Alula II (1-2): 204.
- Fabrizi E., 2006. Picidi e Sittidi nelle quercete dell'Alto Lazio: consistenza delle popolazioni in relazione alla struttura forestale (Aves: Piciformes, Passeriformes). Tesi di Laurea in Scienze Forestali e Ambientali. Università degli Studi della Tuscia, Viterbo.
- LIPU & WWF (a cura di) Calvario E., Gustin M., Sarrocco S., Gallo-Urso U., Bulgarini F. & Fratelli F., 1999. Nuova Lista Rossa degli Uccelli nidificanti in Italia. Riv. Ital. Orn., 69: 3-43.
- Sarrocco S. & Sorace A., 1997. La comunità di uccelli nidificanti in due ambienti forestali della Riserva Naturale «Lago di Vico» (Lazio, VT). Riv. Ital. Orn., 67:71-74.
- Scoppola A., 1992. La vegetazione della Riserva Naturale Regionale Lago di Vico. In: Olmi M. & Zapparoli M. (eds). L'ambiente nella Tuscia laziale. Union Printing Ed., Viterbo: 73-79.
- Tinarelli R., Bonora M. & Balugini M. (eds.) 2002. Atlante degli Uccelli nidificanti nella Provincia di Bologna (1995-1999). Comitato per il Progetto Atlante Uccelli Nidificanti nella Provincia di Bologna.

L'AVIFAUNA NIDIFICANTE NEL PARCO REGIONALE DEI MONTI LUCRETILI

ALBERTO SORACE⁽¹⁾ & GUIDO TELLINI FLORENZANO⁽²⁾

SROPU – Via R. Crippa, 60 – 00125 Roma (sorace@fastwebnet.it)

DREAM Italia – Via dei Guazzi, 31 – 52014 Poppi, AR (tellini@dream-italia.it)

Il Parco regionale dei Monti Lucretili, nonostante la vicinanza della città di Roma, non risulta ben conosciuto da un punto di vista ornitologico (Bologna et al., 2000). Scopo del presente lavoro è quello di contribuire alla conoscenza delle comunità ornitiche nidificanti.

I rilievi di campagna sono stati svolti dal 25 maggio al 9 giugno 2001. Sono state usate due metodologie complementari: censimenti da punti d'ascolto e rilievi integrativi. Sono stati effettuati 59 punti senza limite di ascolto, di 10 minuti di durata, in giornate serene e con bassa intensità del vento. I punti sono stati scelti in modo da coprire le principali tipologie ambientali presenti nel territorio del Parco. I dati raccolti con i punti di ascolto sono stati elaborati per calcolare i seguenti parametri delle comunità ornitiche: **ricchezza** (S), ossia il numero di specie campionate; indice di **diversità** (H'): $-\sum \text{filn}(f_i)$ dove f_i è la frequenza relativa di ogni specie (Shannon e Weaver, 1963); **indice di equiripartizione**: $H'/H' \text{ max}$ dove $H' \text{ max} = \ln(S)$ (Lloyd e Ghelardi, 1964), **abbondanza** (A), numero medio di individui per punto d'ascolto; **% di non Passeriformi**; numero di **specie dominanti**, cioè numero di specie la cui frequenza relativa (f_i) è maggiore di 0,05. Tra le specie rilevate sono state considerate a priorità di conservazione quelle incluse: nell'All. 1 della Dir. 79/409/CEE; nella lista di specie in rarefazione in Europa (SPEC 1-3; BirdLife International 2004); nella Lista Rossa nazionale (LIPU e WWF 1999).

In totale abbiamo rinvenuto 60 specie nidificanti di cui 16 non Passeriformi (26,7%). Le specie rilevate con i punti d'ascolto sono state 48; *Turdus merula*, *Sylvia atricapilla*, *Erithacus rubecula*, *Fringilla coelebs*, *Corvus corone cornix* e *Parus major* sono risultate specie dominanti (Tabella 1). Tra le specie individuate con i rilievi integrativi (a priorità di conservazione: *Accipiter gentilis*, *Falco subbuteo*, *Falco peregrinus*, *Merops apiaster*, *Jynx torquilla*, *Monticola solitarius*, *Parus palustris*, *Corvus corax*; altre specie: *Accipiter nisus*, *Cettia cetti*, *Cisticola juncidis*, *Pica pica*), sono interessanti le segnalazioni di *Accipiter gentilis* e *Corvus corax* perché sono le prime per l'area. Rispetto a precedenti elenchi faunistici, non è stata confermata la nidificazione di varie specie come *Falco biarmicus*, *Alectoris graeca*, *Perdix perdix*, *Monticola saxatilis*, *Phylloscopus sibilatrix* ed *Emberiza citrinella*. Tra le 60 specie osservate, 20 sono a priorità di conservazione.

Considerando che l'indagine si è svolta in un solo anno e non ha riguardato l'intera area protetta, i valori di alcuni parametri della comunità ornitica (Ricchezza di spe-

		media	ds	fi	n. punti	%
Merlo	<i>Turdus merula</i>	1,661	0,902	0,110	53	89,83
Capinera	<i>Sylvia atricapilla</i>	1,339	0,883	0,089	46	77,97
Pettirosso	<i>Erithacus rubecula</i>	1,271	1,064	0,084	42	71,19
Fringuello	<i>Fringilla coelebs</i>	0,932	0,785	0,062	42	71,19
Cornacchia grigia	<i>Corvus corone cornix</i>	0,797	1,156	0,053	27	45,76
Cinciallegra	<i>Parus major</i>	0,780	0,721	0,052	37	62,71
Scricciolo	<i>Troglodytes troglodytes</i>	0,746	0,883	0,049	29	49,15
Cuculo	<i>Cuculus canorus</i>	0,712	0,589	0,047	38	64,41
Cinciarella	<i>Cyanistes caeruleus</i>	0,593	0,768	0,039	27	45,76
Sterpazzolina	<i>Sylvia cantillans</i>	0,559	0,856	0,037	21	35,59
Zigolo nero	<i>Emberiza cirrus</i>	0,559	0,836	0,037	22	37,29
Ghiandaia	<i>Garrulus glandarius</i>	0,424	0,700	0,028	19	32,20
Usignolo	<i>Luscinia megarhynchos</i>	0,386	0,818	0,026	13	22,03
Colombaccio	<i>Columba palumbus</i>	0,373	0,613	0,025	18	30,51
Lui' piccolo	<i>Phylloscopus collybita</i>	0,333	0,568	0,022	18	30,51
Picchio verde*	<i>Picus viridis</i>	0,322	0,571	0,021	16	27,12
Occhiocotto	<i>Sylvia melanocephala</i>	0,322	0,628	0,021	14	23,73
Upupa*	<i>Upupa epops</i>	0,271	0,520	0,018	14	23,73
Rampichino	<i>Certhia brachydactyla</i>	0,237	0,536	0,016	11	18,64
Passera d'Italia	<i>Passer italiae</i>	0,169	0,530	0,011	6	10,17
Verzellino	<i>Serinus serinus</i>	0,169	0,530	0,011	7	11,86
Tortora*	<i>Streptopelia turtur</i>	0,153	0,519	0,010	6	10,17
Picchio rosso maggiore	<i>Picoides major</i>	0,153	0,363	0,010	9	15,25
Picchio muratore	<i>Sitta europaea</i>	0,153	0,448	0,010	7	11,86
Cardellino	<i>Carduelis carduelis</i>	0,153	0,448	0,010	7	11,86
Fiorrancino	<i>Regulus ignicapillus</i>	0,136	0,345	0,009	8	13,56
Ballerina bianca	<i>Motacilla alba</i>	0,119	0,560	0,008	4	6,78
Verdone	<i>Carduelis chloris</i>	0,119	0,375	0,008	6	10,17
Culbianco*	<i>Oenanthe oenanthe</i>	0,102	0,578	0,007	2	3,39
Rigogolo	<i>Oriolus oriolus</i>	0,102	0,357	0,007	5	8,47
Averla piccola*	<i>Lanius collurio</i>	0,102	0,443	0,007	3	5,08
Storno*	<i>Sturnus vulgaris</i>	0,102	0,357	0,007	5	8,47
Fanello*	<i>Carduelis cannabina</i>	0,102	0,443	0,007	3	5,08
Cincia mora	<i>Periparus ater</i>	0,085	0,337	0,006	4	6,78
Passera mattugia*	<i>Passer montanus</i>	0,085	0,337	0,006	4	6,78
Codibugnolo	<i>Aegithalos caudatus</i>	0,068	0,314	0,004	3	5,08
Strillozzo*	<i>Miliaria calandra</i>	0,068	0,254	0,004	4	6,78
Gheppio*	<i>Falco tinnunculus</i>	0,051	0,222	0,003	3	5,08
Saltimpalo	<i>Saxicola torquatus</i>	0,051	0,289	0,003	2	3,39
Taccola	<i>Corvus monedula</i>	0,051	0,289	0,003	2	3,39
Poiana	<i>Buteo buteo</i>	0,034	0,183	0,002	2	3,39
Tottavilla*	<i>Lullula arborea</i>	0,034	0,183	0,002	2	3,39
Sterpazzola	<i>Sylvia communis</i>	0,034	0,183	0,002	2	3,39

continua

		media	ds	fi	n. punti	%
Fagiano	<i>Phasianus colchicus</i>	0,017	0,130	0,001	1	1,69
Allocco	<i>Strix aluco</i>	0,017	0,130	0,001	1	1,69
Codirosso spazzacamino	<i>Phoenicurus ochruros</i>	0,017	0,130	0,001	1	1,69
Tordela	<i>Turdus viscivorus</i>	0,017	0,130	0,001	1	1,69
Pigliamosche*	<i>Muscicapa striata</i>	0,017	0,130	0,001	1	1,69

Tab. 1. Numero medio di individui per punto d'ascolto (DS), frequenza relativa, numero di punti occupati e relativa percentuale per ogni specie rilevata. * Specie a priorità di conservazione.

S	A	H	J	non Pass.	no. dom.
48	15,1	3,3	0,85	20,8	6

Tab. 2. Parametri della comunità nidificante. S = Ricchezza, A = Abbondanza, H = Diversità, J = Equiripartizione, non Pass = % di non Passeriformi, no. dom. = numero di specie dominanti.

cie, Diversità, % di non Passeriformi) risultano abbastanza elevati (Tab. 2). Questo dato insieme all'avvistamento di alcune specie a priorità di conservazione (alle quali si deve aggiungere l'Aquila reale rilevata al di fuori del periodo oggetto del presente studio) indica che il parco ha una comunità ornitica abbastanza diversificata e un buon grado di naturalità. A questo riguardo sono di particolare valore quelle aree che, per le loro caratteristiche di difficile accessibilità e, quindi, di limitata antropizzazione, costituiscono il rifugio per specie elusive quali alcuni rapaci diurni.

Summary

Breeding bird community of Monti Lucretili regional park

In 2001 spring in 25 May- 9 June period, data were collected by means of 59 unlimited point counts (10 min long) and visits to the park. We recorded 60 species; 26,7% of them were non passerines; 20 species were of European conservation concern or included in Italian Red List.

BIBLIOGRAFIA

- BirdLife International, 2004. Birds in Europe: population estimates, trends and conservation status. BirdLife International. (BirdLife Conservation Series No.12), Cambridge.
- Bologna G., Petretti F & Sommani E., 2000. Gli uccelli dei monti Lucretili. In: De Angelis G. (ed.). Monti Lucretili. Parco regionale naturale. Invito alla lettura del territorio. 5^a edizione. Parco Regionale Naturale Monti Lucretili, Consorzio di Gestione - Comitato Promotore, Grafica Salaria, Monterotondo, pp. 365-374.
- LIPU, WWF, 1999. Nuova Lista Rossa degli uccelli nidificanti in Italia. Riv. ital. Orn. 69, 3-43.
- Lloyd M., Ghelardi R.J., 1964: A table for calculating the "Equitability" component of species diversity. Journal of Animal Ecology, 33: 217-225.
- Shannon C.E., Weaver W., 1963. Mathematical theory of communication. University of Illinois Press, Urbana, Illinois.

STUDIO DELLA DISPERSIONE DEL FRINGUELLO ALPINO *Montifringilla nivalis* ATTRAVERSO L'USO DI ANELLI COLORATI

ELISEO STRINELLA

C. F. S. Ufficio territoriale per la biodiversità – L'Aquila

Il Fringuello alpino (*Montifringilla nivalis*) è una specie tipica delle alte quote, distribuito oltre il limite della vegetazione arborea (Cramp & Perrins 1994). In Europa tutte le popolazioni (Pirenei, Alpi, Appennino e Balcani), appaiono ben isolate fra di loro e strettamente legate ai maggiori massicci montuosi (Holzinger 1993, Meschini & Frugis 1993). In Italia, è presente con due popolazioni, alpina e appenninica (Meschini & Frugis 1993). Solitamente la specie nidifica a quote maggiori di 1800 m mentre compie erratismi altitudinali in periodo invernale, a quote più basse (Cheylan 1973). Nell'Appennino la specie è presente soprattutto sul versante centrale, su tutti i maggiori massicci montuosi dell'Abruzzo, delle Marche e del Lazio. Localizzata maggiormente nel periodo riproduttivo dai 1900 m di quota (Località Murolungo nella Riserva Naturale Montagne della Duchessa, Regione Lazio) ad oltre 2500 m (Corno Grande nel Parco Nazionale del Gran Sasso e Monti della Laga, Regione Abruzzo) risultando distribuita sempre sulle praterie primarie, oltre il limite della vegetazione arborea (Fig. 1).

Sul territorio italiano, si stimano 3.000-6.000 coppie anche se non si conosce la reale consistenza delle due popolazioni (BirdLife International 2004). La presenza del Fringuello alpino lungo la catena appenninica ha un elevato interesse biogeografico, in quanto la specie rappresenta un elemento relittuale rimasto confinato sulle vette dei massicci montuosi, in seguito alle glaciazioni. Oggi tale popolazione appare vulnerabile a causa dei cambiamenti climatici.

Il Fringuello alpino è considerato una specie essenzialmente stanziale (Cramp & Perrins 1994).

Nel periodo invernale compie spostamenti non solo altitudinali all'interno del territorio riproduttivo, ma tende a spingersi anche ad una discreta distanza. Ciò è stato riscontrato soprattutto lungo la catena alpina, dove esiste una continuità ambientale più omogenea, mentre al momento non risultano studi su questi spostamenti erratici lungo la dorsale appenninica.

Nel 2009 è stato avviato un progetto con l'obiettivo di studiare la dispersione della specie nell'Appennino, attraverso la segnalazione di soggetti inanellati con anelli colorati nel territorio del Parco Nazionale del Gran Sasso e Monti della Laga, che verosimilmente costituisce il nucleo più numeroso in Appennino, valutando se questi individui effettuano dei movimenti e se interagiscono con altri nuclei presenti sugli altri massicci montuosi dell'Appennino centrale.

Tale studio intende, inoltre, fornire informazioni utili alla stima del tasso di soprav-

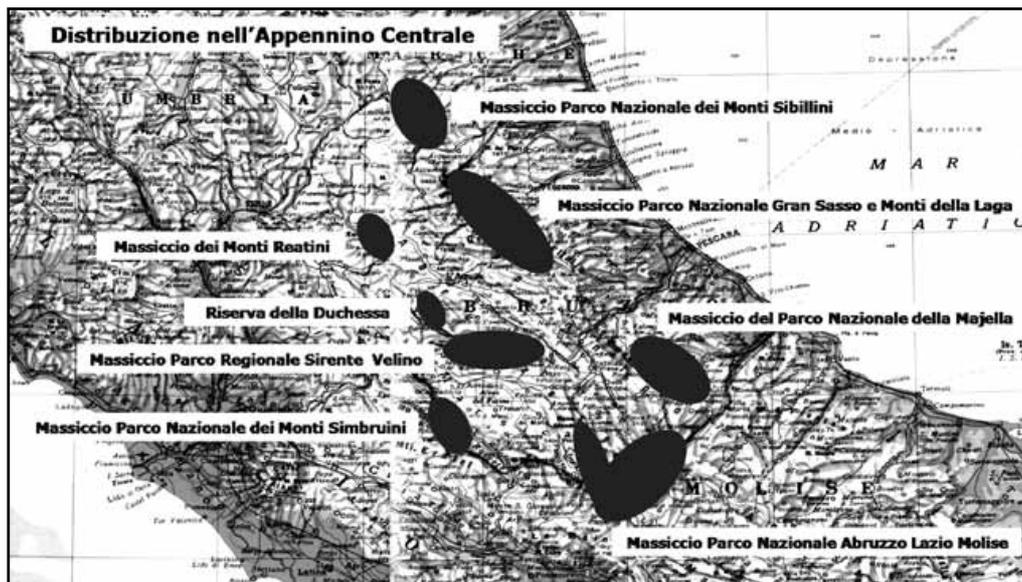


Fig. 1. Distribuzione del Fringuello alpino sull'Appennino centrale.

vivenza della specie (grazie alle ricatture), attraverso un piano di salvaguardia delle aree appenniniche interessate alla presenza della specie.

Attraverso tali ricatture di individui marcati nel periodo invernale nell'area di Campo Imperatore ad esempio, è emerso come parte degli individui svernanti non rimangono in loco per la successiva nidificazione e soprattutto in caso di forti innevamenti si determina un allontanamento dall'area di svernamento.

Le probabilità maggiori che questi individui possano spostarsi in altri massicci montuosi avviene proprio durante i movimenti erratici invernali dovuti al clima. Questa ipotesi si fonda sulle numerose segnalazioni invernali anche a bassa quota al di fuori degli abituali massicci montuosi di "residenza".

A partire dal 2003 fino ad oggi, sul Massiccio del Gran Sasso presso la Stazione Ornitologica di Campo Imperatore, sono stati marcati 604 individui. La composizione delle catture è distribuita per l'intero arco dell'anno, maggiormente concentrate nel periodo riproduttivo (attraverso l'inanellamento dei pulli ai nidi) e nel periodo post-riproduttivo, con l'inanellamento dei giovani dell'anno. Queste classi di età (giovani e pulli) rappresentano il 52% del totale dei soggetti marcati, e rappresentano i soggetti a cui si lavorerà maggiormente per il progetto con gli anelli colorati per l'analisi della dispersione.

L'utilizzo di appositi anelli colorati (appositamente valutati per la specie e già sperimentati da altri gruppi di lavoro), di vari e diverse combinazioni di colori, ha permesso la marcatura inanellando ogni singolo individuo con una combinazione di colore diversa. Dal 2009 la Stazione Ornitologica di Campo Imperatore, utilizza per le combinazioni dieci colori: Brown - Black - Red - Yellow - Green - Viola - Orange - Dark\blue - Lig\blue - Grey.

Summary

Study of Snowfinch *Montifringilla nivalis* dispersion through use of colour rings

The Snowfinch *Montifringilla nivalis* is considered a sedentary species, although from historical observations it is known to occasionally carry out long distance movements from their breeding to their wintering grounds. These movements have been especially recorded in the Alps, where the high alpine ecosystems are more widely distributed.

With this project, started in 2009, we want to investigate the winter dispersion of snow finches in the apennine mountains through readings of birds colour ringed in the National Park Gran Sasso-Laga. The aim of the study is thus to study whether the population of the Gran Sasso massif interacts with other breeding populations of the apennine mountains.

BIBLIOGRAFIA

- Cheylan G., 1973. Les déplacements de la Niverolle *Montifringilla nivalis* et son hivernage en France méridionale. *Alauda* 41 : 213-226.
- BirdLife International 2004. Birds in Europe: population estimates , trends and conservation status. Cambridge, Uk: BirdLife International. (BirdLife Conservation Series No. 12).
- Cramp S. & Perrins C.M. 1994. The birds of Western Palearctic. Oxford Press, Oxford, vol. 8.
- Meschini E. & Frugis S. (a cura di), 1993. Atlante degli uccelli nidificanti in Italia. *Suppl. Ric. Biol. Selvaggina* 20: 1-346.
- Holzinger, J., 1993. The Snowfinch *Montifringilla nivalis* as a breeding bird in Greece. *Journal fur Ornithologie*, 134(4): 405-411.

CICLO ANNUALE DELLA COMUNITÀ ORNITICA DEGLI UCCELLI ACQUATICI NELLA RISERVA NATURALE DEL LAGO DI CAMPOTOSTO (PARCO NAZIONALE DEL GRAN SASSO E MONTI DELLA LAGA)

ELISEO STRINELLA

C. F. S. Ufficio territoriale per la biodiversità – L'Aquila

Il lago di Campotosto è un bacino artificiale posto a 1313 m ai piedi dei Monti della Laga. La sua posizione lungo la dorsale appenninica è di riferimento per le rotte migratrici e rappresenta una delle aree di sosta e di migrazione per gli uccelli acquatici tra le più importanti del centro Italia.

Dal novembre 2006 è stato avviato dal C.F.S. in collaborazione con l'Ente Parco Nazionale del Gran Sasso, un'attività di monitoraggio costante dell'avifauna acquatica. Nel presente lavoro si evidenziano i dati relativi alle presenze degli uccelli acquatici (novembre 2006-ottobre 2007), con l'obiettivo di aggiornare le informazioni sul ciclo annuale della comunità ornitica (Plini 1993). Il conteggio è stato svolto nell'intero arco dell'anno ad intervalli regolari con un'uscita mensile. La metodologia di rilevamento utilizzata è stata quella del conteggio visivo da terra di tutti gli individui, con l'ausilio di binocolo (10x) e cannocchiale (20x60). Per limitare al massimo il rischio di un doppio conteggio degli animali, i censimenti sono stati effettuati nell'arco della stessa giornata, coprendo l'intero perimetro del lago. L'assenza di vegetazione ripariale ha consentito una discreta precisione nei censimenti.

Nell'analisi sono state considerate tutte le specie appartenenti alle famiglie dei: *Podicipedidae*, *Phalacrocoracidae*, *Ardeidae*, *Phoenicopteriformes*, *Anatidae*, *Rallidae*, *Haematopodidae*, *Calidridinae*, *Tringinae*, *Laridae*, *Sternidae*.

Il valore massimo di specie è risultato 22, è stato rinvenuto nel mese di settembre, mentre i valori più bassi di ricchezza sono stati registrati nel periodo riproduttivo con 11 specie nel mese di giugno a causa delle fluttuazioni del livello dell'acqua max \pm 2,5 m (Plini 1993). Ciò non permette la formazione di vegetazione stabile sulle rive riducendo gli habitat idonei per la nidificazione.

La distribuzione è concentrata con numeri significativi durante la migrazione autunnale con un picco massimo nel mese di ottobre con 19.362 individui (Fig.1). Nel periodo di svernamento si verifica un brusco calo probabilmente causato dall'abbassamento delle temperature. Una leggera flessione positiva si registra con l'inizio dei movimenti migratori verso le aree di nidificazione. Con l'avvio della stagione riproduttiva si registra il numero minimo di individui con di 1341 unità (Fig. 1).

Il numero rilevante di specie di uccelli che si cibano di ittiofauna, è riconducibile all'elevato numero di specie ittiche presenti. La varietà di fauna ittica che vive nel lago comprende sia specie di fondo (Ciprinidi), che di superficie (Salmonidi). Tali

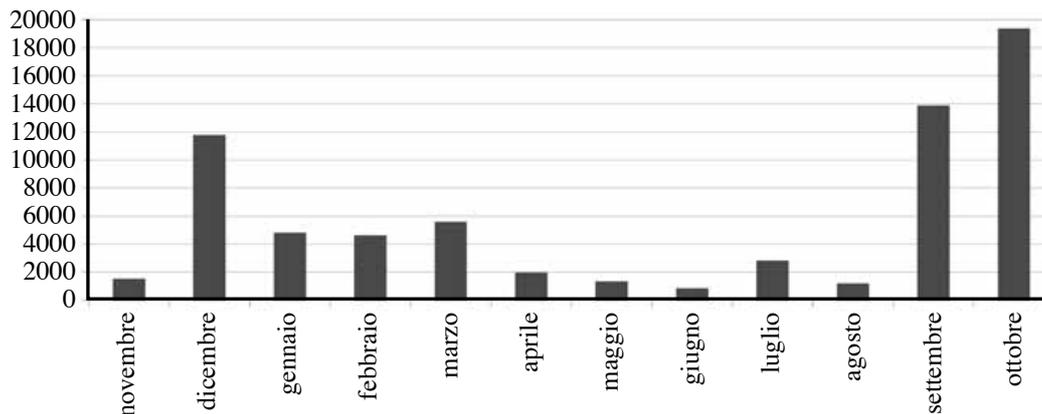


Fig. 1. Numero di uccelli acquatici per mese nel lago di Campotosto dal novembre 2006 all'ottobre 2007.

Mese	S	N	Nd	ID	H'	H'max	J'
Novembre 2006	18	7.445	4	0,82042	1,14929	2,89037	0,39763
Dicembre 2006	20	6.692	3	0,80350	1,20459	2,99573	0,40210
Gennaio 2007	14	3.051	4	0,70338	1,52636	2,63906	0,57837
Febbraio 2007	13	2.368	4	0,74747	1,26928	2,56495	0,49486
Marzo 2007	15	1.410	4	0,60000	1,76211	2,70805	0,65069
Aprile 2007	19	1.225	4	0,65143	1,73336	2,94444	0,58869
Maggio 2007	18	895	3	0,80670	1,19367	2,89037	0,41298
Giugno 2007	9	409	3	0,87042	0,91157	2,19722	0,41487
Luglio 2007	7	318	3	0,86478	1,03562	1,94591	0,53220
Agosto 2007	11	1.365	4	0,84689	0,94472	2,39790	0,39398
Settembre 2007	22	4.073	2	0,84336	0,94602	3,09104	0,30605
Ottobre 2007	21	7.784	4	0,82592	1,10276	3,04452	0,36221

Tab. 1. Ricchezza specifica, numero complessivo di individui, numero specie dominanti, ID, Diversità, Equiripartizione dell'avifauna acquatica dal novembre 2006 all'ottobre 2007 nel lago di Campotosto.

specie costituiscono una risorsa alimentare reperibile nell'intero arco dell'anno, ma soprattutto in inverno periodo nel quale la concentrazione di uccelli ittiofagi risulta maggiore.

Summary

Annual cycle of wetland birds community on Campotosto Natural Reserve (Parco Nazionale del Gran Sasso e monti della Laga) in 2006-2007

BIBLIOGRAFIA

- Plini P., 1993. L'avifauna acquatica del lago Campotosto. Ciclo annuale della comunità e analisi sul biennio 1987-1989. Riv. Ital. Orn., 63(1): 10-16.

L'INANELLAMENTO NELL'OASI WWF DELLA DIGA DI ALANNO (PE): ANALISI DEI PRIMI SETTE ANNI DI ATTIVITÀ

ELISEO STRINELLA⁽¹⁾, CARLO ARTESE⁽¹⁾, AUGUSTO DE SANCTIS⁽²⁾, EMANUELA GARINO⁽²⁾,
ANTONIO LAVELLI⁽¹⁾ & FRANCESCO RECCHIA⁽³⁾

⁽¹⁾ *Stazione Ornitologica Abruzzese, c/o Museo De Leone – C.da Collalto, Riserva Lago di Penne*

⁽²⁾ *IAAP-WWF, Centro Fauna Rupestre dell'Appennino, Riserva naturale regionale Gole del Sagittario – Anversa degli Abruzzi, AQ (a.desanctis@wwf.it)*

⁽³⁾ *Amministrazione provinciale di Pescara – Via Passolanciano – Pescara*

La Stazione di Inanellamento dell'Oasi WWF della Diga di Alanno e della Provincia di Pescara, è localizzata in Abruzzo nel medio tratto del fiume Pescara a 40 km dalla costa adriatica. L'Oasi di Protezione della Fauna istituita dall'Amministrazione provinciale tutela un tratto fluviale nel punto in cui la diga di Alanno, costruita circa 80 anni fa, ha costituito un invaso. Oggi questo è per la gran parte interrato e trasformato nel più vasto canneto a Cannuccia di palude di tutto l'Abruzzo che si estende per oltre 30 ettari. L'estensione è di 130 ettari. Attualmente l'area è ricompresa nel perimetro del Sito di Interesse Nazionale per le Bonifiche di Bussi, in quanto l'invaso è posto a valle dei due siti industriali di Piano d'Orta e Bussi e potrebbe aver intercettato sedimenti contaminati

Le reti mist-nets sono poste in un lungo transetto nel canneto (12 reti), in un'area di transizione tra canneto e saliceto (4 reti) e lungo un fosso secondario (4 reti). Dal 2005 la stazione è attiva almeno una volta per decade tutto l'anno. Dal 2002 al 2008 sono stati inanellati 1893 individui di 50 specie (Tab.1), con 328 ricatture avvenute ad almeno un anno di distanza dalla cattura. Sette specie hanno superato il 5% delle catture: Cannaiola (28%), Usignolo di fiume (10%), Pettiroso (9,5%), Cinciarella (8%), Capinera (7%), Migliarino di palude (6,5%) e Pendolino (5,5%). I periodi di migrazione primaverile e svernamento sono stati quelli con il minor numero di specie e catture (rispettivamente 8% con 23 specie e 18% con 21 specie), mentre il periodo riproduttivo e quello della migrazione autunnale sono quelli con il maggior numero (rispettivamente 43% con 28 specie e 31% con 34 specie).

Quest'area è più vicina alla costa adriatica rispetto alla vicina stazione di inanellamento dell'Oasi WWF delle Sorgenti del Pescara. Il presente studio ha mostrato significativi scostamenti nella comunità ornitica rispetto a quest'altra stazione di inanellamento, soprattutto per quanto riguarda la migrazione autunnale e lo svernamento. Infatti, se in primavera l'Oasi della Diga di Alanno non sembra interessata da importanti flussi di migrazione di passeriformi, in autunno sia il numero di specie che quello degli individui inanellati cresce in maniera evidente, soprattutto per l'apporto di specie quali il Forapaglie, il Forapaglie castagnolo, il Pendolino e il Migliarino di palude. Per queste ultime tre specie l'area rappresenta anche un sito di svernamento.

	Specie	Catture	Ricatture	TOT	%
<i>Nycticorax nycticorax</i>	Nitticora	1	0	1	0,05
<i>Accipiter nisus</i>	Sparviere (m)	1	0	1	0,05
<i>Gallinula chloropus</i>	Gallinella d'acqua	1	0	1	0,05
<i>Athene noctua</i>	Civetta	1	0	1	0,05
<i>Apus apus</i>	Rondone	1	0	1	0,05
<i>Hirundo rustica</i>	Rondine	1	0	1	0,05
<i>Motacilla flava</i>	Cutrettola	1	0	1	0,05
<i>Saxicola rubetra</i>	Stiaccino	1	0	1	0,05
<i>Locustella luscinioides</i>	Salciaiola	1	0	1	0,05
<i>Panurus biarmicus</i>	Basettino	1	0	1	0,05
<i>Certhia brachydactyla</i>	Rampichino	1	1	2	0,05
<i>Rallus aquaticus</i>	Porciglione	2	0	2	0,11
<i>Cuculus canorus</i>	Cuculo	2	0	2	0,11
<i>Alcedo atthis</i>	Martin pescatore	2	0	2	0,11
<i>Acrocephalus palustris</i>	Cannaiola verdognola	2	0	2	0,11
<i>Phylloscopus trochilus</i>	Luì grosso	2	0	2	0,11
<i>Regulus ignicapillus</i>	Fiorrancino	2	0	2	0,11
<i>Periparus ater</i>	Cincia mora	2	0	2	0,11
<i>Miliaria calandra</i>	Strillozzo	2	0	2	0,11
<i>Luscinia svescica</i>	Pettazzurro	3	0	3	0,16
<i>Hyppolais polyglotta</i>	Canapino	3	0	3	0,16
<i>Sturnus vulgaris</i>	Storno	3	0	3	0,16
<i>Jynx torquilla</i>	Torcicollo	4	1	5	0,21
<i>Sylvia communis</i>	Sterpazzola	4	0	4	0,21
<i>Garrulus glandarius</i>	Ghiandaia	4	0	4	0,21
<i>Saxicola torquata</i>	Saltimpalo	5	0	5	0,26
<i>Turdus philomelos</i>	Tordo bottaccio	5	0	5	0,26
<i>Picus viridis</i>	Picchio verde	7	1	8	0,37
<i>Dendrocopos major</i>	Picchio rosso maggiore	7	1	8	0,37
<i>Passer d. italiae</i>	Passera d'Italia	11	0	11	0,58
<i>Sylvia borin</i>	Beccafico	13	0	13	0,69
<i>Sylvia cantillans</i>	Sterpazzolina	18	0	18	0,95
<i>Luscinia megarhynchos</i>	Usignolo	21	0	21	1,11
<i>Acrocephalus melanopogon</i>	Forapaglie castagnolo	21	14	35	1,11
<i>Sylvia melanocephala</i>	Occhiocotto	22	0	22	1,16
<i>Acrocephalus arundinaceus</i>	Cannareccione	23	4	27	1,22
<i>Troglodytes troglodytes</i>	Scricciolo	25	5	30	1,32
<i>Parus major</i>	Cincialegra	27	3	30	1,43
<i>Prunella modularis</i>	Passera scopaiola	37	5	42	1,95
<i>Turdus merula</i>	Merlo	37	9	46	1,95
<i>Aegithalos caudatus</i>	Codibugnolo	38	4	42	2,01
<i>Acrocephalus schoenobaenus</i>	Forapaglie	50	1	51	2,64

continua

	Specie	Catture	Ricatture	TOT	%
<i>Phylloscopus collybita</i>	Luì piccolo	61	0	61	3,22
<i>Remiz pendulinus</i>	Pendolino	105	18	123	5,55
<i>Emberiza schoeniclus</i>	Migliarino di palude	125	3	128	6,60
<i>Sylvia atricapilla</i>	Capinera	137	14	151	7,24
<i>Cyanistes caeruleus</i>	Cinciarella	150	50	200	7,92
<i>Erithacus rubecola</i>	Pettirosso	179	29	208	9,46
<i>Cettia cetti</i>	Usignolo di fiume (m)	190	53	243	10,04
<i>Acrocephalus scirpaceus</i>	Cannaiola	531	112	643	28,05

Tab. 1. Lista delle specie catturate.

to. Interessante notare che per queste specie, nonostante il numero esiguo di catture complessive che assommano ad alcune centinaia di individui, sono state raccolte ben 8 ricatture straniere, provenienti da Croazia, Ungheria, Slovacchia e Repubblica Ceca. È evidente, quindi, che i due siti di inanellamento, posti a soli 20 km di distanza e con ambienti simili, sono caratterizzati da comunità ornitiche diverse soprattutto per quanto riguarda migrazione autunnale e svernamento. Questa differenza può essere messa in relazione con il diverso contesto geomorfologico delle due stazioni, l'una posta oltre una barriera montuosa e l'altra più vicina alla costa adriatica.

Ringraziamenti. Si ringraziano tutti i volontari che hanno aiutato durante le sessioni di inanellamento.

Summary

The ringing data of the Oasi WWF Diga di Alanno Ringing Station: analysis of seven years of activity

The ringing data of the Oasi WWF Diga di Alanno Ringing Station, Pescara, central Italy, are presented. In the period 2002-2008 we ringed 1893 birds belonging to 50 species and we collected 328 recapture data. Birds were captured mostly the autumnal migration while in the winter time we captured different Moustached Warblers just ringed in the Central-Eastern Europe.

CENSIMENTI INVERNALI DEGLI UCCELLI ACQUATICI AL LAGO TRASIMENO. AGGIORNAMENTO AL 2009

FRANCESCO VELATTA ⁽¹⁾, MARIO MUZZATTI ⁽²⁾, MARIA MADDALENA CHIAPPINI ⁽²⁾, ANDREA
MARIA PACI ⁽¹⁾ & GIANLUCA BENCIVENGA ⁽³⁾

⁽¹⁾ *Provincia di Perugia, Area Ambiente e Territorio – Via M. Angelucci, 8 – 06128 Perugia
(francesco.velatta@provincia.perugia.it)*

⁽²⁾ *Oasi Naturalistica “La Valle” – Via dell’Emissario – 06060 San Savino di Magione, PG*

⁽³⁾ *Via del Righetello, 8 – 06074 Perugia*

Riportiamo i risultati del monitoraggio degli uccelli acquatici svernanti svolto sul lago Trasimeno fin dal 1988. Al fine di evidenziare eventuali trend, per le specie oggetto di censimento da almeno 10 anni è stato calcolato il coefficiente di correlazione di Spearman. Sono state rinvenute 51 specie (Tab. 1). Su 45 analizzate, 17 hanno mostrato incrementi significativi e una sola diminuzione; trend positivi risultano anche per alcune categorie sovraspecifiche: Ardeidi, “anatre di superficie”, “anatre tuffatrici”. 9 specie sono risultate presenti con contingenti di importanza nazionale ed una (Folaga) di importanza internazionale. Gli andamenti di Anatidi e Folaga (i due *taxa* monitorati da più lungo tempo) sono risultati correlati (*r* di Pearson) negativamente con il livello dell’acqua e positivamente con la superficie di lago sottratta alla caccia (Tab. 2).

Ringraziamenti. Hanno collaborato in varia forma: Giuseppe Agabitini, Marco Bonomi, Luca Convito, Michele Croce, Lorenzo Dogana, Romano Dolciami, Egidio Fulco, Angela Gaggi, Lucia Ghetti, Hovirag Lancioni, Tisza Lancioni, Giuseppina Lombardi, Alessandra Marra, Oreste Martini, Andrea Mezzetti, Monica Montefameglio, Katia Napolitano, Leandro Raggiotti, Carmine Romano, Serena Rosa, Cristiano Spilinga, Paola Vignali, Provincia di Perugia (Polizia Provinciale, Ufficio Programmazione e Gestione Fauna Ittica, Uff. Programmazione e Gestione Fauna Selvatica, Uff. Gestione Isola Polvese).

Summary

Censuses of wintering waterbird at Lake Trasimeno. An up-to-date at 2009

Wintering Waterbirds have been monitored at Lake Trasimeno since 1988. 51 species have been recorded; 17 have increased their populations and only one has decreased. Taking into consideration the last ten years, *Fulica atra* reaches numbers of international relevance and other 9 species are present with populations of national importance.

specie o gruppo	anno inizio censimenti	consistenza		importanza popolaz. svernante ultimo decennio	trend		
		media generale	media ultimo decennio		r _s	P (2 code)	N
<i>Cygnus olor</i>	1988	0,9	1,2		0,555	0,007	22
<i>Anser albifrons</i>	1988	0,0	0,1		0,086	0,704	22
<i>Anser anser</i>	1988	0,5	1,1		0,419	0,052	22
<i>Alopochen aegyptiaca</i>	1988	0,0	0,1		0,361	0,099	22
<i>Tadorna ferruginea</i>	1988	0,7	1,6		0,189	0,399	22
<i>Tadorna tadorna</i>	1988	0,2	0,5		0,321	0,145	22
<i>Anas penelope</i>	1988	2.447	4.445	nazionale	0,747	0,000	22
<i>Anas strepera</i>	1988	365	629	nazionale	0,754	0,000	22
<i>Anas crecca</i>	1988	518	972	nazionale	0,844	0,000	22
<i>Anas platyrhynchos</i>	1988	1.350	2.740	nazionale	0,918	0,000	22
<i>Anas acuta</i>	1988	7	15		0,715	0,000	22
<i>Anas clypeata</i>	1988	32	30		0,155	0,492	22
<i>Netta rufina</i>	1988	1,4	2,7		0,584	0,004	22
<i>Aythya ferina</i>	1988	1.122	2.200	nazionale	0,740	0,000	22
<i>Aythya nyroca</i>	1988	44	96	nazionale	0,911	0,000	22
<i>Aythya fuligula</i>	1988	22	30		0,030	0,895	22
<i>Bucephala clangula</i>	1988	0,3	0,6		0,188	0,403	22
<i>Mergus albellus</i>	1988	0,4	0,9		0,226	0,311	22
<i>Mergus serrator</i>	1988	0,1	0,1		0,100	0,659	22
<i>Gavia arctica</i>	1994	0,1	0,0		-0,533	0,034	16
<i>Tachybaptus ruficollis</i>	1994	317	417	nazionale	0,800	0,000	16
<i>Podiceps grisegena</i>	1994	0,1	0,1		0,308	0,246	16
<i>Podiceps cristatus</i>	1994	1.090	1.012	nazionale	0,047	0,863	16
<i>Podiceps auritus</i>	1994	0,1	0,2		0,196	0,467	16
<i>Podiceps nigricollis</i>	1994	16	18		0,488	0,055	16
<i>Phalacrocorax carbo</i> ⁽¹⁾	1996	1.651	1.633	nazionale	0,240	0,409	14
<i>Ardea cinerea</i>	1994	70	70		0,052	0,850	16
<i>Casmerodius albus</i>	1994	17	24		0,914	0,000	16
<i>Egretta garzetta</i>	1994	33	44		0,620	0,010	16
<i>Bubulcus ibis</i>	1994	5	9		0,783	0,000	16
<i>Ixobrychus minutus</i>	1994	0,1	0,0		-0,196	0,467	16
<i>Botaurus stellaris</i>	1994	0,4	0,4		-0,205	0,446	16
<i>Ciconia ciconia</i>	1994	0,1	0,1		0,364	0,166	16
<i>Phoenicopterus roseus</i>	1994	0,1	0,2		0,196	0,467	16
<i>Rallus aquaticus</i>	2007	3,3	3,3				
<i>Gallinula chloropus</i>	2007	48	48				
<i>Fulica atra</i>	1988	25.729	41.470	internazionale	0,813	0,000	22
<i>Vanellus vanellus</i>	1994	199	236		0,507	0,045	16
<i>Charadrius hiaticula</i>	1994	0,1	0,1		0,196	0,467	16

continua

specie o gruppo	anno inizio censimenti	consistenza		importanza popolaz. svernante ultimo decennio	trend		
		media generale	media ultimo decennio		r _s	P (2 code)	N
<i>Gallinago gallinago</i>	2002	12	12				
<i>Numenius arquata</i>	1994	0,1	0,1		0,252	0,346	16
<i>Actitis hypoleucos</i>	1994	1,7	2,6		0,830	0,000	16
<i>Calidris minuta</i>	1994	2,3	3,6		0,416	0,109	16
<i>Calidris alpina</i>	1994	24	39		0,742	0,001	16
<i>Philomachus pugnax</i>	1994	0,1	0,1		0,028	0,918	16
<i>Larus fuscus</i>	2005	0,2	0,2				
<i>Larus michahellis</i>	2005	805	805				
<i>Larus ridibundus</i>	2005	852	852				
<i>Larus minutus</i>	1994	0,1	0,0		-0,140	0,605	16
<i>Chlidonias hybrida</i>	1994	0,1	0,1		-0,205	0,446	16
<i>Chlidonias niger</i>	1994	0,1	0,0		-0,364	0,166	16
<i>Anas sp.</i>	1988	4.720	8.833		0,864	0,000	22
<i>Aythya sp.</i>	1988	1.189	2.329		0,825	0,000	22
<i>Anatidae</i>	1988	5.980	11.213		0,921	0,000	22
<i>Podicipedidae</i>	1994	1.423	1.448		0,159	0,557	16
<i>Ardeidae</i>	1994	126	146		0,659	0,006	16

⁽¹⁾ Censimenti al dormitorio comprendenti anche il sito di Pietrafitta, esterno al Trasimeno ma frequentato quasi esclusivamente da individui che si alimentano sul lago

Tab. 1. Consistenza media e trend delle specie censite. In grassetto i trend significativi.

specie/gruppo	Livello del lago		Sup. protetta	
	r	P (2 code)	r	P (2 code)
<i>Anas penelope</i>	-0,743	0,000	0,654	0,001
<i>Anas strepera</i>	-0,531	0,011	0,484	0,022
<i>Anas crecca</i>	-0,576	0,005	0,510	0,015
<i>Anas platyrhynchos</i>	-0,706	0,000	0,634	0,002
<i>Aythya ferina</i>	-0,438	0,041	0,461	0,031
<i>Aythya nyroca</i>	-0,482	0,023	0,427	0,048
anatre di superficie	-0,824	0,000	0,732	0,000
anatre tuffatrici	-0,451	0,035	0,472	0,027
<i>Fulica atra</i>	-0,792	0,000	0,843	0,000

Tab. 2. Correlazioni (r di Pearson) fra livello del lago, superficie protetta e consistenza di Folaga e Anatidi. Il numero di osservazioni (anni) è pari a 22.

OSSERVAZIONI ORNITOLOGICHE NEL PARCO DI COLFIORITO (2005-08)

FRANCESCO VELATTA ⁽¹⁾, CARMINE ROMANO ⁽²⁾, DANIELE IAVICOLI ⁽²⁾ & MARCO GUSTIN ⁽²⁾

⁽¹⁾ *Provincia di Perugia, Servizio Protezione Ambientale e Parchi – Via M. Angelucci, 8
06128 Perugia (francesco.velatta@provincia.perugia.it)*

⁽²⁾ *LIPU Dipartimento Conservazione – Via Trento, 49 – 43100 Parma*

Il Parco di Colfiorito (338 ettari; Foligno, Umbria) comprende l'omonima palude con i seminativi limitrofi e il rilievo di M.Orve (926 m s.l.m.), occupato da boschi e praterie secondarie. Fra luglio 2005 e dicembre 2008 sono stati effettuati 61 sopralluoghi. Sono state inoltre effettuate quattro campagne di inanellamento in periodo riproduttivo (una sessione per decade nel quadrimestre maggio-agosto) e altrettante in autunno (20 giorni da metà ottobre a inizio novembre), attivando 180 metri di mist-net. Complessivamente sono state rinvenute 139 specie di Uccelli, di cui 72 nidificanti; 32 specie sono inserite nell'Allegato 1 della Direttiva "Uccelli" (Tab.1). L'elevata ricchezza di specie è riconducibile alla grande diversità ambientale, che in qualche modo compensa la scarsa estensione del Parco.

Ringraziamenti. Hanno cortesemente messo a disposizione dati inediti: Valentina Artini, Gianluca Bencivenga, Riccardo Di Paola, Egidio Fulco, Gianandrea La Porta, Michele Cento. Ricerca svolta con la collaborazione dell'Ente Parco e con il supporto finanziario della Provincia di Perugia, Assessorato all'Ambiente.

Summary

Ornithological observations in the Colfiorito Regional Park (years 2005-2008)

The Colfiorito Regional Park (338 hectares, in the municipality of Foligno, Umbria) is located in the Central Apennines, at the altitude of 750-926 m a.s.l.; it includes a wetland with an extensive reedbed, fields, grasslands and deciduous and coniferous woods. In years 2005-2008, we carried out 61 visits spread in each of the four seasons and 128 mist-netting sessions (once every ten days from May to August; 20 consecutive days in October-November). We found 139 Bird species, 72 of which breeding; 32 species are included in the Annex 1 of the Birds Directive (Tab. 1). The high specific richness is probably related to the high environmental diversity, that compensates for the small area of the Park.

Specie	Gen	Feb	Mar	Apr	Mag	Giu	Lug	Ago	Set	Ott	Nov	Dic	Nidificaz.
<i>Aythya nyroca</i>			1										
<i>Ardea purpurea</i>			1	1		2	4	2					possibile
<i>Casmerodius albus</i>	2	1		1	1				1	1	1	1	
<i>Egretta garzetta</i>								1					
<i>Ardeola ralloides</i>							1						
<i>Nycticorax nycticorax</i>				2	1	3	4	1	1				certa
<i>Ixobrychus minutus</i>					1		3	1	1				possibile
<i>Botaurus stellaris</i>	1	1	3	2	1	3				2	2		probabile
<i>Pernis apivorus</i>								1					
<i>Circaetus gallicus</i>								1					
<i>Circus aeruginosus</i>	1	1	3	2	1	2		1	2				
<i>Circus cyaneus</i>	1	2	2								3	2	
<i>Circus macrourus</i>				1									
<i>Circus pygargus</i>				1	1	1		1					possibile
<i>Aquila chrysaetos</i>											1		
<i>Falco columbarius</i>												1	
<i>Falco biarmicus</i>											1		
<i>Falco peregrinus</i>											1		
<i>Crex crex</i>									1				
<i>Porzana porzana</i>					1								
<i>Tringa glareola</i>							1	1					
<i>Asio flammeus</i>				1									
<i>Caprimulgus europaeus</i>							2						
<i>Alcedo atthis</i>								1	2	2	1		
<i>Lullula arborea</i>	1	2	3	2	1	1			1	3		2	certa
<i>Anthus campestris</i>					1	3	2						probabile
<i>Acrocephalus melanopogon</i>	2	1								4	4		
<i>Acrocephalus paludicola</i>								1					
<i>Luscinia svecica</i>									1				
<i>Lanius collurio</i>					2	1	2	1					certa
<i>Pyrhacorax pyrrhacorax</i>												1	
<i>Emberiza hortulana</i>				1	1	3	1						probabile

Tab. 1. Elenco delle specie rilevate inserite nell'Allegato 1 della Direttiva "Uccelli". Per ogni mese viene indicato il numero di anni in cui la specie è stata osservata.

ETIOPIA: “VIA DELL’EST”. INDAGINE ORNITOLOGICA

ANDREA VIGANÒ⁽¹⁾ & MARCO VIGANÒ⁽²⁾

Via De Gasperi, 276 – 21050 Marnate, VA, Italy (andreaviga@libero.it)
 Debre Zeyt – P.O. Box 5670 A – Ethiopia (mrlemalatte@yahoo.it)

L’Etiopia vanta una check-list di 923 specie ornitiche di cui 30 endemiche. Tuttavia la distribuzione delle diverse specie non è ben nota e solo alcune regioni (ad esempio il Tigray), possono vantare una conoscenza soddisfacente dell’avifauna. L’incremento demografico della popolazione etiope, la carenza di terra per coltivazioni e pascolo, ripetute siccità con gravi conseguenze alimentari sulla popolazione, minacciano gravemente la conservazione della natura, con estese deforestazioni e fenomeni di sovrapascolamento anche nelle aree protette.

Dall’8 al 23 luglio 2008 è stata visitata la porzione centro e nord-orientale dell’Etiopia. Le tappe principali sono state: Debre Zeyt, Nazeret, Awash (A. National Park), Asbe Teferi, Kuni Muktar, Harar, e Gursum (M.te Kundudo); quindi la Great Rift Valley con tappe presso i laghi di Koka, Ziway, Langano e Rifts Lakes Abijatta - Shalla National Park, e infine Wendo Guennet, Awasa e Irgalem nella regione del Sidamo.

Scopo dello studio è stato quello di fornire una prima descrizione naturalistica dell’area per una valorizzazione di quella che viene definita la “Via dell’Est”, attraverso le regioni dell’Oromia e dell’Hararge, in direzione del Somaliland. Aree monitorate con più attenzione sono state la Riserva Kuni Muktar, dove è stata verificata la presenza di un areale disgiunto del Nyala di montagna *Tragelaphus buxtoni*, antilope endemica dell’Etiopia e considerata minacciata (*endangered*) dall’IUCN, e il Monte Kundudo.

Complessivamente sono state censite 166 specie di uccelli di cui 152 identificate (incluse 7 specie endemiche) mentre per altre 14 l’identificazione si è arrestata a livello tassonomico del genere. L’elenco completo delle specie ornitiche osservate nell’area di indagine è reperibile sul sito www.etio.webs.com. In Tab. 1, l’elenco delle specie endemiche osservate.

Maggiore attenzione è stata riservata alla Riserva Kuni Muktar (Arbaraketi; Asbe Teferi) e al monte Monte Kundudo. La visita alla Riserva Kuni Muktar ha permesso di raccogliere informazioni sul Nyala di montagna, la cui presenza, accertata, è ostacolata dalla presenza di bovini, anche nelle aree più elevate. D’altra parte le attività di riforestazione portate avanti localmente dal Ministero dell’Agricoltura, e realizzate con essenze arboree autoctone, *Podocarpus* e, in misura minore, *Juniperus*, *Hagenia* e *Olea*, tendono a far incrementare l’area forestata, a vantaggio della specie e più in generale della biodiversità dell’area. In Tab. 2 viene riportato l’elenco minimo delle specie osservate in quest’area.

Nome inglese	Nome scientifico	Località
Wattled Ibis (**)	<i>Bostrichia carunculata</i>	Kuni Muktar; Yirga Alem
Black-winged Lovebird (**)	<i>Agapornis taranta</i>	Kuni Muktar
Yellow-fronted Parrot (*)	<i>Poicephalus flavirostris</i>	M.te Kundudu
Abyssinian Woodpecker (*)	<i>Dendropicos abyssinicus</i>	Vendo Gennet
Abyssinian Slaty Flycatcher (**)	<i>Dioptornis chocolatina</i> (<i>Melaenornis chocolatinus</i>)	Yirga Alem
Black-headed Forest Oriole (**)	<i>Oriolus monacha</i>	Vendo Gennet; Yirga Alem
Thick-billed Raven (**)	<i>Corvus crassirostris</i>	Addis Ababa; Hararghe

Tab. 1. Specie endemiche di Etiopia (*) e Etiopia ed Eritrea (**).

Nome inglese	Nome scientifico	
Hadada ibis	<i>Bostrichia hagedash</i>	
Wattled ibis	<i>Bostrichia carunculata</i>	endemic
Black-winged Lovebird	<i>Agapornis taranta</i>	endemic
Long crested eagle	<i>Lophaetus occipitalis</i>	
Augur buzzard	<i>Buteo augur</i>	
Hooded vulture	<i>Necrosyrtes monachus</i>	
Rueppell's griffon	<i>Gyps rueppelii</i>	
Speckled mousebird	<i>Colius striatus</i>	
Eastern yellow-billed hornbill	<i>Tockus flavirostris</i>	
Fan-tailed raven	<i>Corvus rhipidurus</i>	
Thick-billed Raven	<i>Corvus crassirostris</i>	endemic
Ruppell's Robin chat	<i>Cossypha semirufa</i>	
Tiny greenbul	<i>Phyllastrephus debilis</i>	
Black-bellied starling	<i>Lamprotornis corruscus</i>	
Variable sunbird	<i>Nectarina venusta</i>	
Baglafaecht weaver	<i>Ploceus baglafaecht</i>	

Tab. 2. Avifauna Kuni Muktar.

Il monte Kundudo è risultato di notevole interesse paesaggistico e geologico, posizionato su un ampio e potente basamento stratificato di rocce sedimentarie. Vi è presente il Gipeto *Gypaetus barbatus* con più individui. Le ampie pareti rocciose offrono l'opportunità di nidificare anche ad altri rapaci, come ad esempio il Falco pellegrino *Falco peregrinus*, e alle sue prede come la Colomba di Guinea *Colomba guinea*. Fra le altre specie osservate in prossimità delle aree rupestri la Sassicola ventrecannella *Thamnolaea cinnamommeiventris*, lo Storno beccofine *Onychognatus tenuirostris* e coppie di Rondine rupestre africana *Ptionoprogne fuligula*.

Si segnala l'osservazione della Bufaga beccorosso *Buphagus erythrorhynchus* su animali domestici (vacche).

Nome inglese	Nome scientifico	
Abdim's Stork	<i>Ciconia abdimii</i>	
Sacred ibis	<i>Treskiornis aethiopicus</i>	
Lammergeier	<i>Gypaetus barbatus</i>	
Augur buzzard	<i>Buteo augur</i>	
Peregrine falcon	<i>Falco peregrinus</i>	
Common kestrel	<i>Falco tinnunculus rufescens</i>	
Yellow-fronted Parrot	<i>Poicephalus flavirostris</i>	endemic
Speckled pigeon	<i>Colomba guinea</i>	
Blue-naped mousebird	<i>Urocolius macrourus</i>	
Speckled mousebird	<i>Colius striatus</i>	
Hoopoe	<i>Upupa epops</i>	
Plain-backed pipit	<i>Anthus leucophrys</i>	
Rock martin	<i>Ptionoprogne fuligula</i>	
Common bulbul	<i>Pycnonotus barbatus</i>	
Red-billed oxpecker	<i>Buphagus erythrorhynchus</i>	
Slender-billed starling	<i>Onychognatus tenuirostris</i>	
Fan-tailed raven	<i>Corvus rhipidurus</i>	
Cliff chat	<i>Thamnolaea cinnamomeiventris</i>	
African stonechat	<i>Saxicola torquata</i>	
Beautiful Sunbird	<i>Nectarinia pulchella</i>	
Variable Sunbird	<i>Nectarinia venusta</i>	
Black-headed weaver	<i>Ploceus cucullatus</i>	
Red-cheeked cordon-bleu	<i>Uraeginthus bengalus</i>	

Tab. 3. Avifauna Monte Kundudo.

In Tab. 3 l'elenco completo delle specie ornitiche osservate. Tale elenco deve essere considerato come un primo parziale contributo alla conoscenza naturalistica dell'area.

Summary

Ethiopia: "Extended East Route". Ornithological Report

Totally, over the whole itinerary in Oromia and Hararge regions 166 bird species were counted, including 7 endemic. Taking into consideration the study took place in a period well before any return migration and that the journey was intended as a naturalistic and conservationist effort and not as a specific ornithological research makes the data significantly interesting. Is given list of birds observed on 2008 summer.

BIBLIOGRAFIA

- Viganò A., 2008. Naturalistic report "Ethiopia: extended East Route (including Rift Valley Lakes), www.gursum.com
- Vivero P. J. L., 2006. A guide to endemic birds of Ethiopia and Eritrea, Shama Books, Addis Ababa, Ethiopia.

ZONE UMIDE ARTIFICIALI: CICLO ANNUALE DELL'AVIFAUNA ACQUATICA DELL'ARNETTA (VA-MI)

ANDREA VIGANÒ⁽¹⁾, DANIELE PELLITTERI-ROSA⁽²⁾, VITTORIO VIGORITA⁽³⁾
& MAURO FASOLA⁽²⁾

⁽¹⁾ Studio – Via De Gasperi, 276 – 21050 Marnate (VA) (andreaviga@libero.it)

⁽²⁾ Università degli Studi di Pavia, Dipartimento di Biologia Animale – Piazza Botta, 9 – 27100 Pavia
(masterfauna@unipv.it) (fasola@unipv.it)

⁽³⁾ Regione Lombardia, Direzione Generale Agricoltura – Via Pola, 12 – 20124 Milano
(vittorio_vigorita@regione.lombardia.it)

Lo studio qui riportato è parte del Progetto “Fenologia degli uccelli acquatici di interesse venatorio in Regione Lombardia”, attivato nel 2006 da Regione Lombardia in collaborazione con il Dipartimento di Biologia Animale dell'Università di Pavia e volto a monitorare l'andamento delle consistenze delle specie di uccelli acquatici in una serie rappresentativa di aree campione. L'obiettivo principale del lavoro è consistito nella determinazione dell'estensione temporale della migrazione pre- e post-riproduttiva degli uccelli acquatici. Vengono qui presentati i risultati ottenuti per l'area campione denominata “Arnetta”.

L'area denominata “Arnetta” si trova fra le province di Varese e Milano, nei comuni di Castano Primo, Lonate Pozzolo e Nosate, a sud del depuratore di S. Antonino Ticino. Il sito ricade all'interno del Parco Lombardo della Valle del Ticino, a poco più di 1,5 Km dall'asta fluviale.

Il censimento ha riguardato sia un'area di fitodepurazione (circa 13 ettari), caratterizzata da acque basse che un'area dei vasconi, tre ampi bacini con profondità di alcuni m, posta più a valle.

I censimenti sono stati effettuati dall'aprile 2006 al marzo 2008. Nell'attività di campo sono stati utilizzati binocolo 10x30 e cannocchiale sino a 60 ingrandimenti.

Lo schema seguito per i censimenti (più frequenti durante la migrazione) è stato il seguente:

- 3 sessioni al mese nel periodo da febbraio ad aprile (per un totale di 9 sessioni) e dal 15 agosto al 15 novembre (9 sessioni)
- 2 sessioni al mese nel periodo da maggio al 15 agosto (7 sessioni) e dal 15 novembre a gennaio (5 sessioni), per un totale di 58 censimenti.

Sono state censite 55 specie. Complessivamente sono stati conteggiati 36.029 individui. Tra i nidificanti Moretta *Aythya fuligula*: 1 femmina con pulli) e Cavaliere d'Italia *Himantopus himantopus*: almeno 8 nidi e fino a 66 individui nel 2006). Significative le presenze di Gallinella d'acqua *Gallinula chloropus* e Folaga *Fulica atra*. Tra le rarità: Croccolone *Gallinago media* e Moretta dal collare *Aythya collaris*, verosimilmente aufuga. Vengono presentati alcuni grafici riepilogativi del ciclo annuale, della comunità di uccelli acquatici e della fenologia di alcune specie. In Fig. 1-3,

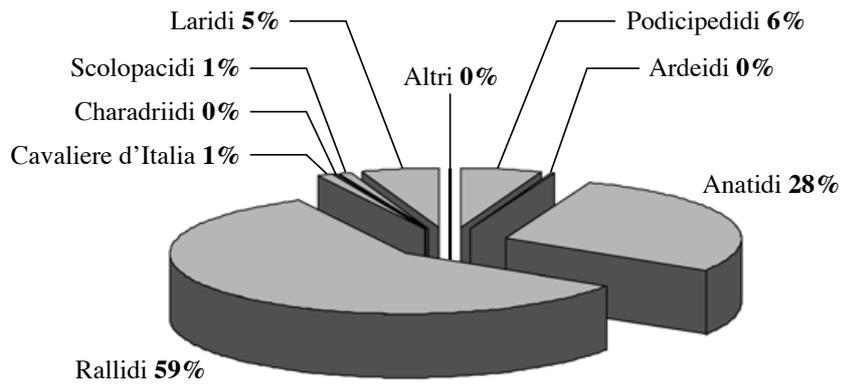


Fig. 1. Ripartizione percentuale del numero di individui.

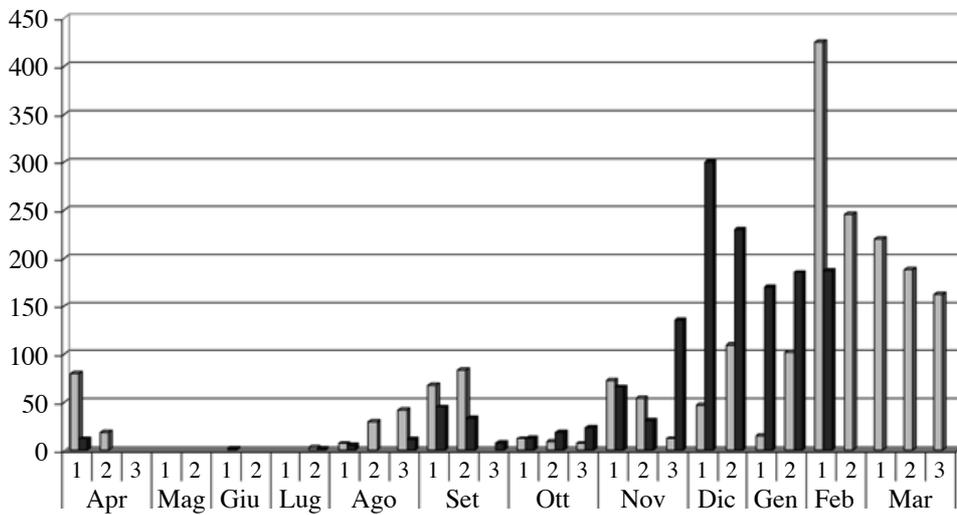


Fig. 2. Fenologia Alzavola Anas crecca.

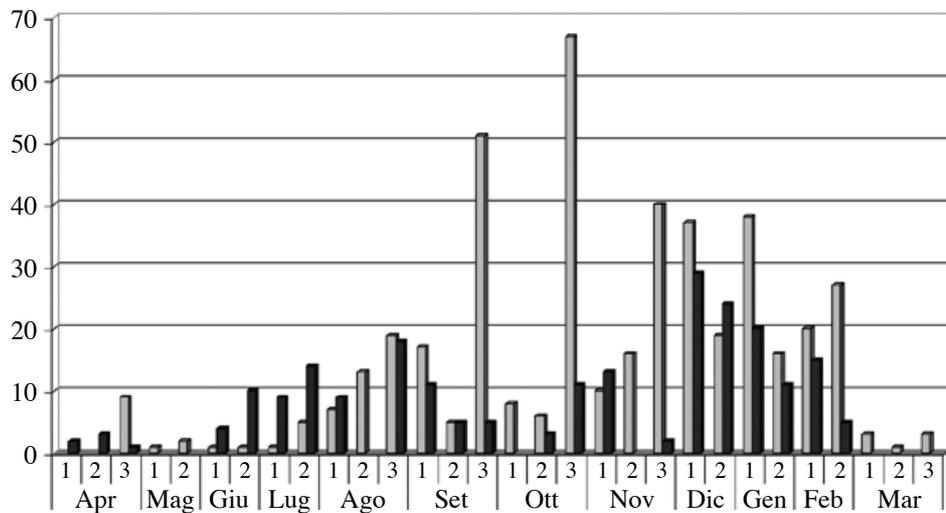


Fig. 3. Fenologia Moriglione Aythya ferina.

rispettivamente ripartizione percentuale del numero di individui, fenologia alzavola, e fenologia moriglione nell'area di studio nel periodo considerato. Negli istogrammi, il colore grigio fa riferimento all'anno 2006 e il nero all'anno 2007.

Lo studio ha contribuito a definire l'estensione temporale della migrazione pre- e post-riproduttiva degli uccelli acquatici indagando la fenologia delle specie di un'area umida artificiale significativa della Lombardia occidentale, della quale è stato documentato anche il ciclo annuale della comunità di uccelli acquatici.

Summary

Artificial wetlands: the annual cycle of the waterbirds of the area “Arnetta” (VA-MI, Italy)

The present study contributed to define temporal extension on pre- and post- reproductive migration of waterbirds, studying their phenology in an important artificial wetland in West Lombardy (North Italy). The annual cycle of waterbirds community is also documented.

BIBLIOGRAFIA

- Dall'Antonia P., Mantovani R. & Spina F., 1996. Fenologia della migrazione di alcune specie di uccelli acquatici attraverso l'Italia. Ric. Biol. Selvaggina, 98: 1-72.
- Pellitteri-Rosa D., Vigorita V. & Fasola M., 2008. Fenologia delle Specie di Uccelli Acquatici di Interesse Venatorio in Regione Lombardia - Relazione 2006-08. Regione Lombardia, Milano.

APPENDICI



APPENDICE 1



RISOLUZIONE SULL'IMPATTO DEGLI IMPIANTI EOLICI INDUSTRIALI SULL'AVIFAUNA

I partecipanti al XV Convegno Italiano di Ornitologia tenutosi a Sabaudia (LT) il 14-18 ottobre 2009,

premess

il proprio convinto sostegno allo sviluppo di produzioni energetiche attraverso fonti rinnovabili,

ritenendo

che le relative tecnologie non possano essere applicate acriticamente e senza attenta valutazione dell'impatto sull'ambiente naturale e sulle sue componenti nonché sul paesaggio,

esaminati

documenti, fonti bibliografiche, dati scientifici e considerazioni tecniche circa l'impatto degli impianti eolici sull'avifauna,

constatato

- che i risultati di studi condotti in molte parti del mondo evidenziano spesso pesanti effetti negativi degli impianti eolici su comunità ornitiche nidificanti e svernanti e sui migratori in termini di perdita di habitat, effetto barriera e consistente incremento della mortalità per collisione,
- che l'impatto negativo sull'avifauna è determinato non solo dalla collisione con i generatori eolici ma anche dal rumore da essi prodotto, dalla realizzazione di elettrodotti, di strade e di altre infrastrutture di servizio, nonché dalla facilitata accessibilità di aree in precedenza poco o nulla frequentate,
- che la maggior parte delle regioni italiane è sprovvista di piani energetici o è dotata di piani energetici del tutto o in gran parte inapplicati e che ciò conduce ad una totale assenza di programmazione quanto a localizzazione e tipologia degli impianti eolici,
- che, a differenza di quanto previsto per i Chiroteri, non esiste un protocollo ufficiale a livello nazionale per la redazione di studi di impatto sull'avifauna,

considerato

- che gran parte degli impianti eolici realizzati o in progetto insiste su aree sensibili per la conservazione dell'avifauna italiana e paleartica, quali praterie montane, crinali, principali fondovalle, promontori, stretti, zone umide costiere, tratti di mare lungo rotte migratorie o interessati dalla presenza di forti concentrazioni di uccelli marini,
- che una frazione rilevante di queste specie risulta già rara e/o minacciata da altri fattori ed è oggetto di interventi di conservazione finanziati dall'Unione Europea, dallo Stato italiano e dalle Amministrazioni locali, sulla base di norme internazionali, comunitarie e nazionali,

identificano

la realizzazione di impianti eolici nei contesti sensibili come una delle più gravi minacce per l'avifauna, capace di determinare estinzioni su tutto o su gran parte del territorio nazionale, declino di popolazioni anche in vaste aree e conseguente perdita di biodiversità.

Pertanto, **considerando** che il ricorso alla produzione energetica da fonte eolica risulta recare un contributo irrilevante alla soluzione del problema delle emissioni dei gas serra e più in generale al fabbisogno energetico nazionale, stante anche la realtà della ventosità quale rilevata nel nostro Paese,

esprimono

forte preoccupazione per la proliferazione di impianti eolici in numerosi ambiti di notevole pregio ambientale e di importanza strategica per l'avifauna,

chiedono

- che nella fase preparatoria dei piani energetici nazionali e regionali la Valutazione Ambientale Strategica verifichi gli impatti significativi sull'avifauna e quantifichi l'effetto complessivo cumulato dalla presenza di più centrali eoliche e delle infrastrutture connesse su area vasta e che, inoltre, una appropriata Valutazione di Incidenza verifichi i potenziali effetti specificatamente sulla rete Natura2000 e i suoi valori,
- che nel testo unico ambientale gli impianti eolici siano spostati dalla tabella di opere sottoposte alla sola verifica di assoggettabilità a VIA (screening) a quella di opere assoggettate obbligatoriamente a VIA,
- che sia urgentemente ritirata la recente norma nazionale che deregolamenta ulteriormente le macchine eoliche singole da 1 MW, escludendole anche dalla fase di screening ambientale,
- che gli studi di impatto ambientale e di incidenza siano svolti da tecnici competenti, secondo linee guida emanate dal Ministero dell'Ambiente ed anche sulla base di indicazioni fornite dall'Organo Scientifico e Tecnico di riferimento dello stesso Ministero, rappresentato dall'ISPRA,
- che l'installazione di impianti eolici sia comunque sempre esclusa in tutte le IBA, le zone umide di importanza internazionale ai sensi della Convenzione di Ramsar,

- le aree protette nazionali e regionali nonché in un'adeguata fascia di protezione, mai inferiore a 5 km (15 km nel caso di siti di nidificazione, di sosta regolare e di rilascio di avvoltoi), attorno alle suddette aree ed alle ZPS e in tutte le altre aree soggette alla presenza regolare di specie di interesse conservazionistico suscettibili di impatto significativo (incluse nell'Allegato I della Direttiva 79/409/CEE, migratori e altre specie inserite in Convenzioni o Accordi internazionali, in Liste rosse o considerate prioritarie a livello regionale),
- che l'installazione di ogni singolo impianto eolico possa essere autorizzata solo in ambiti di scarso o nullo interesse per l'avifauna e non interessati dalla presenza di flussi migratori significativi,
 - che tutti gli impianti eolici soggetti all'obbligo dell'uso di luci fisse per la sicurezza dei voli aerei siano autorizzati esclusivamente in aree non soggette al transito di significativi flussi migratori,
 - che le valutazioni dell'impatto sull'avifauna siano basate su indagini conoscitive sia bibliografiche sia sul campo nel corso delle quattro stagioni, al fine di conoscere gli aspetti quantitativi e qualitativi delle comunità nidificanti, svernanti e migratrici, considerando un'area interessata dalle indagini del raggio di almeno 5 km attorno alle centrali eoliche in progetto (15 km nel caso dei rapaci) e comunque secondo le indicazioni delle linee guida ufficiali di cui sopra,
 - che la valutazione della presenza di migratori diurni e notturni sia obbligatoriamente studiata, oltre che con rilievi a vista, mediante strumenti (come ad esempio radar e termocamere) in grado di fornire tutte le indispensabili indicazioni circa fenologia e caratteristiche dell'eventuale flusso migratorio (altezza e direzioni di volo, intensità ed ogni altro parametro),
 - che l'inizio dei rilievi sul campo venga preventivamente e debitamente reso pubblico,
 - che i Ministeri competenti e le Regioni adottino adeguate moratorie sulle centrali eoliche fino a quando non sarà stata effettuata un'adeguata valutazione dell'impatto cumulativo su scala regionale e non saranno state precisamente individuate le aree dove potranno essere installate centrali eoliche come più sopra indicato,
 - che, ove necessario, la valutazione dell'impatto cumulativo venga realizzata congiuntamente da più regioni,
 - che lo Stato assuma la responsabilità del controllo sulla dinamica reale del fenomeno (impianti realizzati ma soprattutto già autorizzati e in attesa di realizzazione), avviando anche un serrato confronto in sede istituzionale sulle situazioni di pesante criticità che si stanno determinando in estese aree di estrema importanza ornitologica del Paese.

La presente risoluzione è stata discussa ed approvata per acclamazione dai partecipanti al Convegno.

Sabaudia, 17 ottobre 2009

APPENDICE 2



MOZIONE PER IL PARCO NAZIONALE DEL CIRCEO

Gli ornitologi italiani si sono riuniti per il loro XV Convegno Italiano di Ornitologia a Sabaudia, nel Parco Nazionale del Circeo. A chiusura del convegno l'assemblea ha adottato una mozione specificamente indirizzata a richiedere agli organi competenti una particolare attenzione sulla conservazione dei valori naturalistici dell'area protetta, che si allega integralmente.

MOZIONE

A sostegno della conservazione del Parco Nazionale del Circeo

I 350 partecipanti al XV Convegno Italiano di Ornitologia, riuniti a Sabaudia (LT) dal 14 al 18 ottobre 2009,

dato atto

dello straordinario valore ornitologico del territorio del Parco Nazionale del Circeo, interamente riconosciuto come IBA (*Important Bird Area*) da *BirdLife International*, come ZPS (Zona di Protezione Speciale) dall'Unione Europea, che include diversi Siti di Importanza Comunitaria, e quattro Zone Umide di Importanza Internazionale ai sensi della Convenzione di Ramsar, tra i quali il Lago di Paola, e la cui Foresta Demaniale è riconosciuta come sito MAB (*Man and Biosphere*) dall'UNESCO;

ricordata

l'importanza del Parco Nazionale del Circeo, nonostante le sue dimensioni relativamente limitate, per gli uccelli acquatici, sia per lo svernamento che per la migrazione e la riproduzione; per i Passeriformi e gli altri uccelli migratori grazie in particolare all'inserimento nel Parco dell'Isola di Zannone; per i rapaci migratori in particolare sul Promontorio del Circeo; nonché per la sua ricca comunità nidificante e svernante nei diversi ambienti del Parco fino a contare 327 specie censite in letteratura;

riconosciuti

gli sforzi dell'Ente Parco Nazionale del Circeo e del CFS - in particolare attraverso l'UTB di Fogliano - indirizzati a garantire un quadro gestionale e di tutela adeguato

al valore ornitologico dell'area, ed auspicando che essi siano sempre più incisivi ed efficaci in tale direzione, al fine di migliorare ancora la valenza ambientale dell'area, creando anche occasioni di ricerca, educazione, informazione e turismo ambientale (in particolare attraverso lo sviluppo del *birdwatching*), anche finalizzati a rendere possibile un sostegno all'economia locale attraverso forme compatibili con l'importanza del Parco;

valutato

necessario, nell'ambito di una specifica tavola rotonda tenutasi nel corso del Convegno riguardo alla gestione del Parco, sviluppare interventi gestionali, in parte già in corso, indirizzati in tal senso;

richiede in particolare

al Ministero dell'Ambiente e Tutela del Territorio e del Mare, all'Ente Parco Nazionale del Circeo, al CFS, alla Regione Lazio, agli Enti Locali e alle altre amministrazioni competenti di:

1. proseguire lo sforzo iniziato dal CFS e dall'Ente Parco per il controllo dei ratti sull'Isola di Zannone, al fine di tutelare le importanti colonie di uccelli nidificanti sulla stessa;
2. completare il Centro Ornitologico previsto nel Podere Cicerchia (Fogliano), e le strutture di fruizione connesse, che siano gestite con accesso controllato del pubblico;
3. realizzare gli interventi di ripristino ambientale già avviati nei pressi del Lago Monaci e previsti dal progetto LIFE Plus "*Rewetland*";
4. attivare modalità di controllo degli accessi sulle sponde dei laghi, in particolare del Lago di Fogliano e del Lago Monaci, in modo da limitare nei momenti più delicati della vita degli uccelli il disturbo legato alla presenza di persone, individuando idonee aree alternative nelle quali siano invece incentivate le attività di pesca sportiva dalla sponda, corsa e mountain bike, al fine di coinvolgere i cittadini in queste scelte gestionali;
5. spostare la localizzazione dei capanni e camminamenti schermati realizzati con un precedente progetto del Parco, e oggi localizzati nella sponda nord-est del Lago di Fogliano, al fine da evitare il disturbo che esso oggi provocano in particolare alle oche e anatre che foraggiano sulle sponde, identificandone una posizione più idonea alle attività di visita; e contestualmente controllare l'accesso del pubblico nell'area in questione;
6. garantire l'assoluta tranquillità, soprattutto - ma non solo - nel periodo autunno-invernale, degli specchi d'acqua dei laghi di Fogliano, Monaci e Caprolace, di proprietà demaniale, finalizzandoli principalmente al loro valore ornitologico, naturalistico e scientifico;
7. valutare con estrema attenzione - anche con riferimento al dibattito locale e nazionale sul tema attualmente in corso - ogni possibile attività sul Lago di Paola che è un SIC, zona Ramsar e rientra nella ZPS Parco Nazionale del Circeo, in modo che non sia in conflitto con il suo valore ornitologico e naturalistico, e co-

munque garantendo il rispetto degli obiettivi previsti dalle convenzioni internazionali, dalle normative europee e da quelle nazionali e regionali per tale genere di siti; sottolineando in particolare che la navigazione - ed in particolare quella a motore - sul Lago di Paola è suscettibile di creare un notevole disturbo alla presenza degli uccelli acquatici, al punto da limitarne seriamente lo stesso utilizzo per questo genere di animali;

8. proseguire le attività di monitoraggio e ricerca in corso, in particolare incentivando la realizzazione di un campo di inanellamento permanente sull'Isola di Zannone, riattivato meritoriamente nel 2009 dall'Ente Parco in collaborazione con l'ISPRA (ex-INFS), dotandolo anche delle opportune infrastrutture logistiche negli immobili esistenti;
9. realizzare opportune infrastrutture per il birdwatching, al fine di farne una attività anche di interesse turistico ed economico-occupazionale per la zona del Circeo, in particolare capanni, sentieri schermati e torri nelle zone umide e una piattaforma di osservazione sul Promontorio per i rapaci migratori;

e, più in generale, **il XV CIO auspica:**

che sia garantito dalle istituzioni competenti un quadro di pianificazione complessivo del territorio del Parco Nazionale del Circeo, e delle aree limitrofe di connessione (Pianura Pontina) e di importanza naturalistica (Torre Astura e Bosco di Foglino a nord; Parco degli Ausoni, Laghi di Fondi, Lungo e di San Puoto a sud; Isole di Ponza, Ventotene e Palmarola a mare), che garantisca il valore naturalistico ed ornitologico oggi presente in questo splendido contesto mediterraneo anche per le generazioni future.

Sabaudia, 17 ottobre 2009

APPENDICE 3



LINEE GUIDA PER LA CONSERVAZIONE DELL'OCCHIONE *Burhinus oedicnemus* IN ITALIA

I partecipanti al Workshop “L’Occhione *Burhinus oedicnemus*”, tenutosi nell’ambito del XV Convegno Italiano di Ornitologia (Sabaudia, 14-18 ottobre 2009),

in considerazione

delle evidenze scientifiche sulla considerevole diminuzione dell’areale distributivo della specie in Italia, causato alla frammentazione e diminuzione della quantità e qualità degli habitat riproduttivi (pseudosteppa-mediterranea, prato-pascoli, alvei e greti ciottolosi) a seguito della loro inappropriata gestione hanno discusso, modificato e redatto il presente documento che raccoglie le prime Linee Guida per la conservazione dell’Occhione in Italia.

Raccomandano

al Ministero dell’Ambiente, alle autorità regionali e provinciali responsabili per la conservazione della natura e la gestione del territorio, alle associazioni ambientaliste e agli enti di ricerca, di contribuire attivamente alla realizzazione delle misure, identificate sulla base delle conoscenze scientifiche ed esperienze di conservazione in atto, per la tutela dell’Occhione *Burhinus oedicnemus* in Italia.

Quadro di riferimento e minacce

1. Gli uccelli della steppa presentano specifici adattamenti morfologici, fisiologici, ecologici ed etologici che permettono loro di occupare ambienti così singolari come le steppe, i pascoli, gli agroecosistemi e i greti fluviali.
2. L’83% degli uccelli steppici, dei pascoli e degli agroecosistemi mostrano uno status di conservazione sfavorevole, costituiscono il gruppo ornitico più minacciato in Europa e sono a rischio di estinzione nei prossimi decenni se non verranno prese le misure opportune.
3. L’Occhione è una ottima specie bioindicatrice del buon stato di salute e di stabilità ecologica di agroecosistemi, aree prative e pseudo-steppa mediterranea.
4. L’avanzamento e il miglioramento degli studi su *Burhinus oedicnemus* ha con-

sentito la definizione della stato e la tendenza della popolazione in Italia e nel resto d'Europa.

5. La principale minaccia per le popolazioni di uccelli steppici ed in particolare di Occhione risiede nei cambiamenti di uso del suolo dovuti essenzialmente dall'intensificazione agricola a diversa scala, la costruzione di infrastrutture e la progressiva urbanizzazione dei territori.
6. L'elevata frammentazione degli ambienti xerici provocati da spietramenti nei prato-pascoli e dal proliferare di cave negli alvei fluviali, causa cambiamenti dei moduli eco-etologici dell'Occhione e ne influenza negativamente la distribuzione e la popolazione.
7. I cambiamenti climatici sul lungo periodo, potranno apportare modificazione nella distribuzione e nella popolazione dell'Occhione e di molti altri uccelli della steppa.
8. La diversità genetica intraspecifica di *Burhinus oedicnemus*, di cui le subpopolazioni periferiche costituiscono una componente importante, va preservata perché essa è una importante garanzia di adattamento in un panorama climatico e biologico in mutazione.
9. Le esperienze di conservazione effettuate in numerosi paesi suggeriscono che è possibile, senza alcun danno alle produzioni, attuare misure agro-ambientali in grado di favorire l'Occhione e la biodiversità *sensu lato*.
10. La PAC (Politica Agricola Comunitaria) deve essere implementata alla luce delle considerazioni ecologiche che emergono da questo Workshop e dalla numerosa bibliografia che enfatizza il ruolo delle specie degli agro-ecosistemi come elemento cruciale per la conservazione della natura.
11. I Piani di Sviluppo Rurale debbono predisporre gli strumenti più adatti alla conservazione dell'Occhione ed alla comunità ornitica della steppa.
12. Si auspica che le conoscenze sull'Occhione e le specie della steppa vengano discusse in tutte le sedi. Desiderio comune è un incremento di convegni, seminari, giornate di studio in cui si sintetizzi con periodicità prefissata lo stato dell'arte relativo degli aspetti legati alla ecologia e conservazione della/e specie.

Proposte di conservazione per punti/Enti attuatori

1. Le misure agro-ambientali della PAC debbono contenere specifiche azioni per la conservazione dell'Occhione; queste debbono entrare a far parte di un sistema di Informazione<Coinvolgimento>Incentivi>Conservazione per garantire che queste misure siano conosciute ed utilizzate. Min Amb., Regioni, Associazioni
2. Mantenimento di sistemi agrari a bassa intensità di lavorazioni meccaniche e creazione di un sistema di indennizzi per la non aratura/erpicazione delle aree in cui coppie riproduttrici di Occhione siano state reperite. UE, Min. Amb., Regioni

3. La creazione di Aree protette ad hoc per *Burhinus oedicephalus* è considerata prioritaria per la conservazione di questa specie. L'esperienza condotta al Parco del Taro dall'Università di Pisa, ha mostrato una importante correlazione popolazione/tutela delle aree riproduttive. Le aree prioritarie per la identificazione di aree protette includono: pseudosteppa mediterranea, prato pascoli, greti fluviali ciottolosi, agroecosistemi a basso impatto ambientale. Min. Amb., Regioni, Province
4. Operazioni di ripristino ambientale che favorirebbero non solo l'Occhione (specie ombrello) ma l'intera comunità degli uccelli steppici e dei greti fluviali, molti di questi presenti in Direttiva Uccelli: Ghiandaia marina *Coracias garrulus*, Calandra *Melanocorypha calandra*, Albanella minore *Circus pygarcus* e numerose altre. Min. Amb., Regioni, Province, Associazioni, Aree Protette
5. I piani di gestione delle aree protette e le Z.P.S. dove la specie è presente debbono includere norme restrittive sulla transitabilità degli alvei fluviali, almeno nel periodo riproduttivo della specie. Regioni, Province
6. Aumento di controllo sul bracconaggio, dal momento che la specie è presente in alcune aree anche durante la stagione venatoria. Province, Associazioni, Organi di Polizia giudiziaria (CFS)
7. Moratoria dell'uso dei pesticidi in tutto il periodo di presenza della specie nelle aree di nidificazione. Min. Amb., Regioni
8. Mantenimento di un regime il più naturale possibile dei sistemi fluviali. Questo intervento avrebbe effetti benefici non solo per l'Occhione, ma per la diversità biologica in generale e, aspetto molto rilevante, si rivelerebbe un utile strumento di tutela idrogeologica e corretta pianificazione ambientale. Min. Amb., Autorità fluviali, Regioni, Province
9. Progetti di sensibilizzazione nelle scuole e negli altri enti formativi, partendo dalle Elementari, fino all'Università, negli enti decentrati dello stato, Amministrazione pubblica ed Enti privati di ricerca. Min. Amb., Min. Istruzione, Province, Associazioni

Sabaudia, 17 ottobre 2009

INDICE DEGLI AUTORI

Accardo Y.	748	Bernoni M.	351-354
Albores-Barajas Y.V.	159-405	Bertocchi A.	66-498
Allavena S.	41	Bevacqua D.	142
Altea T.	47-381	Biondi M.	300-485-645-700- 772-775
Altobelli A.	184	Bogliani G.	29
Aluigi A.	519-544-558	Boitani L.	309-390
Amatiello V.	60-228	Bologna M.A.	315
Ammann A.	694	Bonardi A.	153
Andreotti A.	35-434	Bonazzi P.	72-598-601
Angeletti G.	538-697	Bonifacino M.	570
Angelici C.	700	Bordignon L.	473-491
Angelini J.	645-697	Borgo A.	709
Antinori F.	645	Borlenghi F.	390-703
Aradis A.	75-703	Bosi E.	426
Arcamone E.	449	Boto A.	414
Artese C.	41-136-354-803	Bouroullec Y.	187
Baccetti N.	408	Brambilla M.	23-29-115-164-525
Badaloni D.	689	Brangì A.	360
Baghino L.	519-544	Bresca E.	538-697
Bagni L.	329	Brunelli M.	479-507-700-703
Bagnoli M.	318	Bruno M.	249-369
Baldassi A.	81	Brusaferro A.	190-372-674
Balestrieri R.	225-246-733-739	Bulgarini F.	69-658
Ballerini M.	519-558	Buvoli L.	312
Bani L.	467	Bux M.	193-712-757
Baradel D.	63	Calabrese L.	513
Bassi E.	570	Caldarella M.	193-757
Basso A.	610	Caldoni R.	196
Battisti C.	269-309	Calevi E.	75
Bellia E.	348	Caliendo M.F.	133-303
Benciolini G.	591	Calvario E.	69-507-700-790
Bencivenga G.	806	Calvi G.	72
Benedetto S.	555	Cammerini G.	790
Benfatto M.	63-781	Campanella G.	118
Benussi E.	706	Campedelli T.	243-286-329
Bergero V.	29		

Campobello D.	199-633	De Castro G.	366
Campolongo C.	733	De Giacomo U.	234-237
Campora M.	519	De Lisio L.	645
Cappelletto M.	87	De Rosa D.	225-246-733-739
Capraro V.	550	De Sanctis A.	41-84-170-187-196- 366-443-567-645-803
Caprio E.	323	De Santis E.	136-541-550
Carlini E.	153	De Santis G.	781
Casale F.	29-363	De Tommaso B.	303
Casali S.	715	Deflorian M.C.	661
Casini L.	184-202-601	Del Fabbro M.	721
Casiraghi M.	414	Del Sere M.	426
Castaldi A.	231-237-280-357	Demartini L.	700
Cauli F.	75	Dentesani B.	721
Ceccolini G.	35	Destro E.	446
Cecere J.C.	390-513-550	Di Carlo S.	390
Celada C.	23-69-414-513	Di Marzio M.	645
Celauro D.	437	Di Meo D.	170
Cenerini A.	35	Di Prisco F.	748
Cento M.	700	Di Vittorio M.	219
Chiappini M.M.	148-806	Dimartino M.	621-627
Chiarenzi B.	153	Dinetti M.	669
Chiozzini S.	306	Divano A.	570
Chirichella R.	306	Draghi A.	360
Chirulli G.	176	Duchi A.	724
Ciabò S.	84-645	Esse E.	246-733
Cintio L.	390	Fabro C.	721
Clementini L.	440	Facchin G.	184-202-601
Colligiani L.	318	Fagian S.	309
Comin A.	781	Falco R.	29
Coppola C.	84	Fancelli E.	318
Corbi F.	700	Fano E.A.	727
Corriero G.	176	Farina A.	286
Corsi F.	718	Fasano D.	87-727
Corsi I.	426	Fasano S.	519-544-558
Corso A.	78-205-208-211-213- 216	Fasola M.	115-814
Costa S.	81	Fattorini L.	335
Costantini V.	35	Ferrari M.E.	89-730
Cottalasso R.	519	Fiesoli Cl.	601
Crispino F.	461	Fiesoli Cr.	399
Cristaudo A.	621-627	Filacorda S.	721
Critelli E.	570	Filippi G.	793
Crovetto G.M.	29	Fiorino C.	81
Cucco M.	255	Florit F.	92-184-601
Cucè L.	72-115-153-467	Fornasari L.	72-286-598
Cutini S.	243-329	Fraissinet M.	699-677-733
D'Alessio N.	748	Franceschi A.	449
D'Apice V.	225	Francione M.	733
De Ascentiis A.	645	Franco B.	658
de Carli E.	598	Frangiamone G.	601
De Caro F.	393	Fratricelli F.	69-479

Fulco E.	243-547-733	Janni O.	78-213-216
Fusari M.	252-674	Kalby M.	748
Fusco L.	303	La Gioia G.	100
Gaggi A.	94-148-664	Lacalandra G.M.	35
Gagliardi A.	153-363-452	Lardelli R.	452-585-604
Gaiba G.	222-458-760	Lariccia G.	437
Gaibani G.	513	Larsson H.	78-213-216
Gala M.	274	Latini R.	136
Galiero G.	748	Laurenti S.	751
Galimberti A.	414	Lavelli A.	803
Gambelli P.	538-697-736	Licheri D.	591
Gandolla S.	452	Lippolis R.	75
Garavaglia R.	115	Liuzzi C.	766
Garino E.	803	Lombardi A.	550
Gellini S.	601	Londi G.	243-286-329
Genero F.	706	Longhi D.	754
Georgalas V.	405	Lorenzetti E.	689
Geraldes P.	513	Luoni F.	414
Gervasio G.	461	Macchi S.	153
Ghirardi M.	610	Malacarne G.	255
Giacchini P.	97	Mancinelli A.	366-381
Giannotti M.	225-246-733-739	Mancini M.	674
Giglio G.	651	Mancini V.	103
Giordano M.	335	Mancuso C.	103
Giovacchini P.	645	Manenti A.	75
Giovannini R.	306	Manghetti C.	651
Girardello M.	341	Manginelli R.	443
Giudice E.	573	Marangoni C.	775
Giudici A.	550	Marcheselli M.	335
Giunchi D.	621	Marin A.	87
Giusini U.	228	Marini G.	252-674
Gori F.	225	Marrese M.	645-757
Gori V.	225	Martignoni C.	115
Gottardi G.	115	Martina A.	455
Gotti C.	408	Martinoli A.	153
Grasso R.	621-627	Mascara R.	348-553-573
Grattini N.	501-754	Mascia F.	640
Grillo F.	348	Massa B.	69-159-249
Guaricci A.C.	35	Massa R.	467
Guerrieri G.	231-234-237-280-357	Masseroni E.	153
Guerrini M.	115	Massimino D.	467
Guglielmi R.	240-742	Mastrobuoni G.	222-458-760
Guglielmi S.	136	Mastronardi D.	246-677-733
Guiatti D.	721	Mastropasqua F.	555-766
Gustin M.	23-78-205-208-213- 216-651-745-809	Mazzarone V.	384
Hubina T.	184-601	Mazzoni della Stella R.	384
Iavicoli D.	745-809	Meirinho A.	513
Imperio S.	550	Mencarelli M.	522-680-763
Insom E.	372	Meneguz P.	255
Iovane G.	748	Meriggi A.	355-360-446
		Meschini A.	249-300-369-615-640

Mingozzi T.	145-393	Petrella S.	53
Mitri G.	645	Pezza M.	775
Molajoli R.	694	Pezzo F.	426
Montefameglio M.	148	Piacentino M.	434
Montemaggiori A.	69-420	Piciocchi S.	246-733
Monti F.	106	Piersanti C.	751
Morelli C.	363	Pietrelli L.	300-485-645-700-772-775
Morganti N.	252-645-680-763	Piovani P.	513
Mori A.	323	Pisu D.	399
Morici F.	680	Polini N.	674
Mortelliti A.	309	Politi P. M.	645
Motta G.	570	Politi P.	118-538
Mucci N.	255	Pollonara E.	621
Muscianese E.	142	Posillico M.	47-366-381
Musilli G.	381	Potena G.	47-381
Mustoni A.	306	Prandi A.	781
Muzzatti M.	148-806	Pratesi F.	694
Nardo A.	109	Preatoni D.	153-363
Navarra D.	793	Properzi S.	136
Negri A.	255	Pruscini F.	312
Negri I.	29	Pucci L.	550
Nicosia E.	519-558	Puglisi L.	426
Nuovo G.	766	Quaglierini A.	742
Omodeo S.G.	781	Quaranta M.	193
Onofri A.	621	Quatrini A.	683
Opramolla G.	47-567	Raccanelli R.	150
Orioli V.	467	Ragno R.	75
Orlandini R.	579	Ramírez I.	513
Pace S.	733	Randi E.	164-255-781
Paci A.M.	94-148-806	Ranghino G.	81
Paci P.	372	Rassati G.	92-121-124-778
Pacioni M.	258	Ravasini M.	130
Pagnoni G.A.	564	Recchia F.	803
Palumbo G.	547	Regina B.	567
Panella M.	47-381	Renaville B.	781
Paniconi M.	440	Renzini F.	190-674
Panuccio M.	112	Riga F.	136
Papi R.	375-378-769	Rivola A.	689-694
Parachout M.	187	Rizzi C.	84
Pascucci M.	252-645	Rizzi V.	193-712-757
Pavone A.	712	Rizzolli F.	66-498
Pavone G.	193	Rocca G.	142
Pedrini P.	66-498-525-661	Rocchi M.	264
Pegorer M.	341-561-564	Rolando A.	323
Pellegrini M.	170-187-567	Roma S.	700
Pellegrino I.	255	Romano C.	127-745-809
Pellitteri-Rosa D.	115-814	Roscelli F.	130
Pellizzari M.	564	Rossi F.	66
Penna V.	211	Rossini E.	697
Peri A.	754	Ruiu F.D.	784
Pesaro S.	63-781		

Rusch C.E.	303-748	Striglioni F.	354
Sala B.	727	Strinella E.	798-801-803
Salerno M.	142	Suzzi Valli A.	715
Salvarani M.	89-730-787	Taffon D.	689
Sammarone L.	47-170-381	Tagliacozzo A.	274
Sammuri G.	106	Tarquini L.	541
Sanetti S.	570	Tellini Florenzano G.	243-286-312-329-795
Santilli F.	384	Teofili C.	53-269
Santolini R.	312	Thiberville M.	567
Sarà M.	219-348-573-633	Tiengo M.	607
Sarrocco S.	437-440-507-700- 703-790	Tinarelli R.	531-645
Savelli F.	97	Tiso E.	115
Scalisi M.	136	Tizzani P.	610
Scandolara C.	604	Toffoli R.	519-558
Scarfò F.	390-576-579-683-793	Ton R.	292
Scarselli D.	384	Torboli C.	66-498
Scebba S.	100	Torricelli P.	405
Schiavano A.	118	Tosi G.	153-363-414-452
Schmid H.	585	Tralongo S.	89-730-787
Scillitani G.	555	Triolo S.	633
Scirè S.	315	Trocchi V.	136
Scorrano S.	176	Troisi Sabatino R.	748
Scotti M.	97-697	Trotta M.	261-387
Sealy S.G.	199	Ukmar E.	689
Sebastianelli C.	538-697	Urso S.	142-145-461
Serra A.	531	Utmar P.	491
Serra L.	184-202-601	Valori M.	390
Sestieri L.	75	Varriale M.	53
Sforzi A.	106	Vasca P.	63
Sgorlon G.	109	Velatta F.	148-806-809
Sigismondi A.	35	Ventolini N.	491
Silvano F.	255	Venuto G.	142-393-461
Silvestri F.	193	Verducci D.	426
Sisti D.	264	Verucci P.	579
Soldatini C.	159-405	Vidus Rosin A.	360-446
Sonet L.	60-228-264	Viganò A.	115-150-811-814
Songini L.	550	Viganò E.	491
Sonno S.	363	Viganò Ma.	811
Sorace A.	136-541-689-790-795	Viganò Mi.	216
Sorino R.	176	Vignoli L.	315
Sottovia L.	525	Vigorita V.	72-115-153-467-814
Spada M.	153	Visceglia M.	733
Spadoni P.	97	Vitulano S.	164
Spena M.T.	621-627	Wauters L.	153
Spina F.	69-164-591	Zambon M.	264
Spinetti M.	47	Zanolla M.	721
Sponza S.	184	Zapparoli M.	390-440-683
Sposimo P.	318-426	Zbinden N.	585
Stival E.	561-564	Zenatello M.	491
Storino P.	142	Zintu F.	75



XV Convegno Italiano di Ornitologia

14-18 ottobre 2009

Parco Nazionale del Circeo - Sabaudia (LT)

PROGRAMMA

- Mercoledì 14 ottobre** Apertura Segreteria - Registrazione Partecipanti
Allestimento poster
- Giovedì 15 Ottobre** SALUTI DELLE AUTORITÀ E APERTURA DEI LAVORI
SESSIONE PLENARIA: Avifauna, cambiamenti climatici e disturbi antropogenici
(*chairman: Corrado Battisti, Diego Rubolini*)
WORKSHOP: Cambiamenti storici dell'ornitofauna italiana
(*chairman: Mauro Fasola, Carlo Violani*)
WORKSHOP: Specie aliene e problematiche
(*chairman: Alessandro Andreotti, Cecilia Soldatini*)
TAVOLA ROTONDA: La gestione dell'avifauna nel Parco Nazionale del Circeo
(*chairman: Ferdinando Corbi, Giuliano Tallone*)
ASSEMBLEA CISO
- Venerdì 16 ottobre** SESSIONE PLENARIA: Conservazione, teoria e pratica
(*chairman: Giuseppe Bogliani, Fabrizio Bulgarini*)
WORKSHOP: Avifauna, flora e vegetazione
(*chairman: Jacopo G. Cecere, Guido Tellini Florenzano*)

WORKSHOP: Monitoraggio della Rete Natura 2000
(*chairman: Claudio Celada, Stefano Sarrocco*)

TAVOLA ROTONDA: Comunicare l'ornitologia
(*chairman: Fulvio Fraticelli, Francesco Petretti*)

TAVOLA ROTONDA: Avifauna urbana: gli atlanti
ornitologici urbani

(*chairman: Marco Dinetti*)

CENA SOCIALE

Sabato 17 ottobre

SESSIONE PLENARIA: Ornitologia mediterranea
(*chairman: Bruno Massa, Fernando Spina*)

WORKSHOP: Tecnologia e software

(*chairman: Arianna Aradis, Maurizio Tiengo*)

WORKSHOP: L'Occhione

(*chairman: Angelo Meschini*)

Domenica 18 ottobre

GITA SOCIALE: Parco Nazionale del Circeo

